

Altération des populations d'Amphipodes *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) et *Gammarus fossarum* (Koch, 1836) par les produits de traitement du bois : conséquences en terme de bioindication

Olivier ADAM*, François DEGIORGI*, Grégorio CRINI* & Pierre-Marie BADOT*

Résumé

Le bois issu d'essences de résineux est susceptible d'être traité par des fongicides et des insecticides afin de le protéger de l'attaque de champignons lignivores et d'insectes xylophages. Or, les scieries utilisant autrefois la force motrice de l'eau, elles sont souvent implantées en tête de bassin à proximité de ruisseaux particulièrement vulnérables. L'impact des produits de traitement du bois a été étudié chez *Gammarus pulex* L. et *Gammarus fossarum* K. (Crustacé, Amphipode), deux espèces ayant un rôle fort en terme de structure des communautés macrobenthiques et de fonctionnement de nombreux écosystèmes aquatiques.

Les populations suivies ont été fortement altérées sur plusieurs kilomètres à l'aval des installations de traitement, y compris à de très faibles niveaux de contamination par les pesticides. Cet impact se traduit en particulier par une réduction sévère des effectifs et une modification de la structure en âge de la population, un comportement d'évitement actif des sites contaminés par les adultes étant suspecté. Ce phénomène a été observé toute l'année, mais de façon plus marquée en période estivale et après des épisodes pluvieux répétés. La vulnérabilité de ces espèces ainsi que les possibilités de co-indication avec d'autres taxons macrobenthiques sont discutées.

Mots-clés : toxiques, pesticides, pollution chronique, bioindication, gammarès.

* Laboratoire de Chrono-Environnement, UMR 6249 UFC/CNRS usc INRA, Université de Franche-Comté, Place Leclerc F-25030 Besançon cedex, olivieradam25@yahoo.fr

Abstract

All over the world, wood from conifer trees is treated at different stages of production against fungal and beetle attacks by fungicides and/or insecticides. For historic reasons, sawmills dealing with coniferous wood are often established at basin heads, at the edge of particularly fragile streams. The impact of wood preservatives was investigated in *Gammarus pulex* L. and *Gammarus fossarum* K. (Crustacea, Amphipoda) populations, these species having a key structural and functional role in numerous aquatic ecosystems.

Studied populations have been highly impaired by the treatment area, including two kilometres in the downstream and at very low pesticide contaminations. Population densities and its age structure were particularly modified. Results suggested an active drift of adults from the most contaminated sites. The impact was observed throughout the year but it was higher in summer and after repeated rainfall events. Vulnerability of these species and their co-indication potential with other aquatic macro-invertebrates are discussed.

Key words : toxic, pesticides, chronic pollution, bioindication, gammarids.

Introduction

Les bois et plus particulièrement les bois de résineux sont susceptibles de faire l'objet d'attaques par différents agents biologiques : insectes xylophages ou champignons lignivores. Afin d'éviter une altération des qualités mécaniques et une dévalorisation économique du bois, un traitement par insecticide et/ou fongicides à différentes étapes de leur production peut s'avérer nécessaire (JUN-TUNEN, 2003 ; RAYZAL, 1998). Selon leur future exposition, le matériau bois nécessite d'être plus ou moins protégé contre les agents pathogènes. Par conséquent, les produits de traitement ainsi que les procédés diffèrent selon ces risques classés en plusieurs catégories (DIROL & DEGLISE, 2001). La majorité des bois de résineux produits par les scieries du secteur étudié étant destinée à servir de charpente, le traitement dit de classe 2 est le plus utilisé. Le procédé consiste en une immersion pendant quelques minutes du bois fraîchement scié dans un bac contenant un mélange de pesticides organiques (DIROL & DEGLISE, 2001). Les solutions utilisées dans ce type de traitement contiennent pour la plupart des insecticides de la famille des pyréthrinoides de synthèse comme la cyperméthrine ou la perméthrine, des fongicides triazolés tels que le propiconazole ou le tébuconazole, et parfois de l'IodoPropinylButylCarbamate (IPBC) qui est un bactéricide/fongicide de la famille des carbamates (CTBA, 2004). Ces pesticides ne sont pas spécifiques du traitement du bois et sont aussi très largement employés pour des usages domestiques ou agricoles (Ministère de l'agriculture, 2007).

Les scieries de résineux utilisant autrefois la force motrice de l'eau, la plupart d'entre-elles sont encore aujourd'hui implantées en tête de bassin, à proximité de ruisseaux particulièrement vulnérables. Les risques de transfert des produits de traitement du bois vers le milieu aquatique, et par conséquent d'impact sur la faune aquatique, y sont donc particulièrement élevés (GIFFORD *et al.*, 1996 ; LIESS *et al.*, 1999 ; LYYTIKÄINEN, 2001).

La présente étude vise à qualifier l'impact de ces pesticides utilisés dans le cadre du traitement du bois sur les populations de deux espèces de gammarus : *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) et *Gammarus fossarum* (Koch, 1836). Par leur régime alimentaire omnivore à tendance détritivore ainsi que par leur importance dans les chaînes trophiques (prédateurs d'invertébrés et proies de nombreuses espèces de poissons), ces espèces ont un rôle clé dans le fonctionnement et la structuration de nombreux écosystèmes aquatiques (WELTON, 1979 ; McNEIL *et al.*, 1997). Ces crustacés, autochtones des eaux douces françaises, ont une aire de répartition très large à travers toute l'Europe, sont susceptibles d'être présentes dans une très large gamme typologique de milieux, et peuvent être trouvées en forte abondance, autorisant ainsi un raisonnement semi-quantitatif pertinent dans de nombreux milieux aquatiques (HYNES, 1955 ; JANETZKI, 1994). En outre, leur cycle de vie étant exclusivement aquatique, les individus ne peuvent échapper à un flux même transitoire de contaminants dans leur milieu, facilitant ainsi un suivi biologique de l'impact à travers l'année.

Afin de qualifier l'impact sur les populations de *G. pulex* et *G. fossarum* et de contribuer à une meilleure compréhension des mécanismes conduisant à cette altération, des suivis biologiques ont été réalisés au niveau de plusieurs sites localisés en aval d'aires de traitement du bois et ont été comparés aux observations effectuées à l'amont immédiat de ces installations. D'une part, l'évaluation de la variation spatiale et temporelle de l'impact sur les densités, la structure et la dynamique d'une population de *G. pulex* a été réalisée par suivi mensuel durant une année. D'autre part, une

Tableau I. Caractéristiques physico-chimiques et état de contamination du sédiment par les produits de traitement du bois au sein des quatre stations d'étude de la rivière Drugeon.

	Drugeon							
	Station A		Station B		Station C		Station D	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Profondeur maximum (cm)	40		35		30		40	
Largeur du lit (m)	6,2	8,1	6,3	7,0	5,8	7,5	5,4	8,2
pH	7,0	7,4	7,1	7,4	7,1	7,5	7,0	7,3
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	349	483	350	483	355	477	344	467
Température de l'eau ($^{\circ}\text{C}$)	2,8	14,7	3,0	15,3	2,8	12,6	1,8	13,2
Saturation en oxygène (%)	85%	102%	91%	103%	87%	99%	86%	105%
Concentration en cyperméthrine du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Concentration en perméthrine du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	ND	0,5	1,8	traces	4,2	traces	3,4
Concentration en IPBC du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Concentration en propiconazole du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	traces	traces	3,4	ND	ND	ND	ND
Concentration en tébuconazole du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Tableau II. Caractéristiques physico-chimiques et état de contamination du sédiment par les produits de traitement du bois au sein des trois stations d'étude du ruisseau de la Drésine lors des deux campagnes expérimentales.

	Drésine					
	29 Juin 2006			11 Octobre 2006		
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 1	Site 2	Site 3
Profondeur maximum (cm)	24	18	20	32	24	22
Largeur du lit (m)	1,5	1,1	1,9	1,6	1,2	2,0
pH	7,3	7,5	7,8	7,5	7,4	7,6
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	483	485	467	468	470	459
Température de l'eau ($^{\circ}\text{C}$)	11,7	12,3	13,7	9,5	10,1	11,2
Saturation en oxygène (%)	94%	98%	103%	95%	95%	99%
Concentration en cyperméthrine du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	6,3	0,9	ND	10,6	0,8
Concentration en perméthrine du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Concentration en IPBC du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Concentration en propiconazole du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	2,0	6,8	2,2	ND	16,6	7,2
Concentration en tébuconazole du sédiment ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	ND	0,4	ND	ND	6,5	1,7

comparaison entre une approche bioindicative passive et une approche bioindicative active a été effectuée afin d'évaluer leur pertinence dans la mesure de l'altération d'une population de *G. fossarum*. En outre, les observations réalisées chez ces deux espèces de gammares ont été comparées à celles effectuées chez d'autres macro-invertébrés aquatiques, en particulier chez le coléoptère *Elmis aenea* (Ph. Müller, 1806).

Matériel et méthodes

Sites d'étude

Les deux sites étudiés sont situés dans le massif du Jura près de la ville de Pontarlier à une altitude d'environ 800 m. La rivière Drugeon est un affluent du Doubs. Son débit moyen est de 600 L.s⁻¹ et la largeur de son lit moyen est d'environ 6 mètres dans le secteur étudié (partie apicale du cours d'eau, tableau I). Le ruisseau de la Drésine est un affluent du lac Rémoray. Son débit estival peut décroître à 69 L.s⁻¹ et la largeur de son lit moyen est d'environ 1,5 m (tableau II). Dans les secteurs étudiés, ces deux cours d'eau ont des substrats composés essentiellement de graviers, de bryophytes *Fontinalis sp.* et de quelques dépôts de matière organique.

Les stations d'étude ont été implantées à l'amont immédiat de l'aire de traitement du bois, ainsi qu'à l'aval proche (400 m) et à l'aval éloigné (2 000 m, figures 1 et 2). Sur le Drugeon, une quatrième station d'étude a été implantée à l'aval immédiat des installations de traitement (figure 2). Au sein de chacun des deux cours d'eau, les stations d'étude ont une structure morpho-dynamique et des mosaïques d'habitat relativement similaires. Hormis quelques pâturages et l'aire de traitement du bois, aucune activité anthropique ni cours d'eau affluent ne sont présents entre ces stations d'étude.

Échantillonnage de macro-invertébrés aquatiques

Les prélèvements de macro-invertébrés ont été effectués par un filet de Surber (maille de 500 µm et surface prélevée de 1/20 de m²). Trois réplicats de chacun des trois principaux substrats présents dans le cours d'eau ont été échantillonnés dans chacune des stations d'étude et lors de chaque campagne de prélèvements : graviers (particules minérales de 2 à 20 mm de diamètre), les peuplements de *Fontinalis sp.*, et les dépôts de matière organique. Ces substrats constituent par ailleurs les principaux habitats de *G. pulex* et *G. fossarum* (MAITLAND, 1966 ; JANETZKI, 1994 ; DAHL & GREENBERG, 1996 ; ELLIOTT, 2002). La vitesse de courant ainsi que la profondeur des échantillons prélevés ont été notés, et des conditions similaires ont été respectées entre les stations d'études du même cours d'eau. Les échantillons ont été conservés par l'ajout de 10 % v/v de formaldéhyde. Les individus ont été ensuite séparés de leur substrats, dénombrés, identifiés puis conservés dans 50 % v/v d'éthanol. L'identification a été réalisée grâce à l'utilisation d'un microscope Wild M3B (Leica) avec un grossissement de plus de 40x.

La population de *G. pulex* a été échantillonnée mensuellement entre mars 2004 et février 2005 dans chacune des quatre stations d'étude du Drugeon. La population de *G. fossarum* a été échantillonnée le 29 juin et le 11 octobre 2006 dans chacune des trois stations d'étude de la Drésine. Les individus ont été classés en quatre classes de taille représentant différents stades de développe-

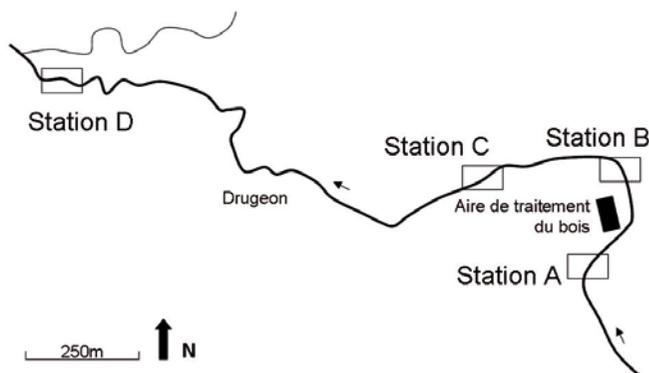


Figure 1. Localisation des quatre stations d'étude au sein de la rivière Drugeon. La rivière est indiquée par la courbe noire, les stations expérimentales par les rectangles blancs, et l'aire de traitement du bois par le rectangle noir.

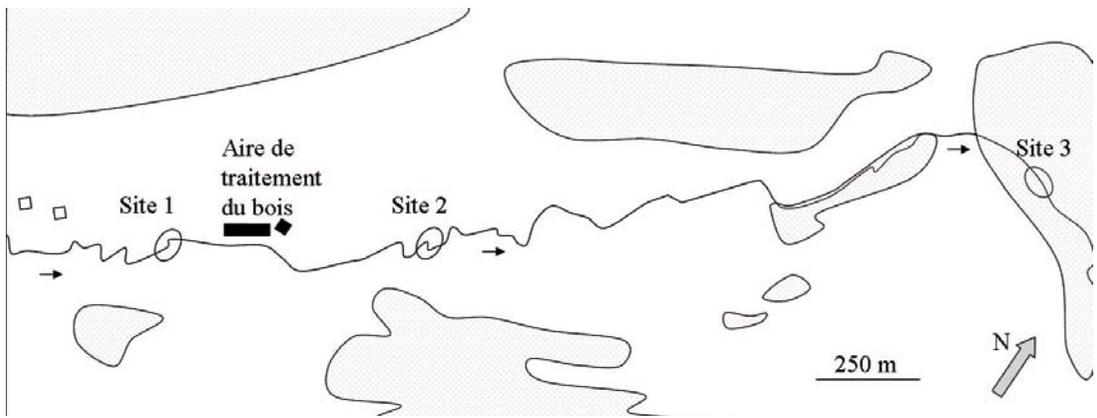


Figure 2. Localisation des trois stations d'étude au sein du ruisseau de la Drésine. Le cours d'eau est indiqué par la courbe noire, les stations expérimentales par les ellipses blanches, l'aire de traitement du bois par les rectangles noirs. Les habitations sont représentées par les rectangles blancs et les zones boisées par les aires grises.

ments (ROUX, 1970) : les juvéniles (< 3 mm), les jeunes immatures (3 à 5 mm), les vieux immatures (5-7 mm), et les adultes (> 7 mm). Le sex-ratio ainsi que le taux de femelles ovigères ont aussi été mesurés au sein de la population de *G. pulex*.

La population d'Elmidae a été suivie à partir des mêmes prélèvements que ceux effectués dans le Drugeon pour le suivi de *G. pulex*. La distinction entre larves et imagos a été effectuée parmi ces organismes et le sex-ratio a été déterminé à partir de l'examen des adultes.

Des prélèvements de substrats supplémentaires réalisés le 11 octobre 2006 dans la Drésine ont permis d'établir des listes faunistiques de macro-invertébrés aquatiques au sein des trois stations étudiées. En outre, le calcul de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN, norme NFT 90-350) a été réalisé à partir d'échantillons prélevés à la même date au sein de la station amont et aval proche.

Bio-essais *in situ* : bio-indication active

Les expériences d'exposition *in situ* ont été menées avec l'amphipode *G. fossarum* au sein des 3 stations d'étude de la Drésine. Avant exposition dans des cages, les individus ont été collectés dans la partie la plus apicale du cours d'eau, zone *a priori* préservée de la contamination. Les individus adultes (> 7 mm) ont été transférés dans des cages constituées d'une section (10 cm) d'un tube en PVC (diamètre de 100 mm) et fermées à leurs extrémités par un filet (maille 1 mm). Un substrat artificiel a été disposé à l'intérieur des cages afin de servir d'abris aux individus en cas de forts courants. Deux rangées de 4 cages, chacune contenant 10 adultes, ont été placées dans la largeur du cours d'eau, soit un total de 80 individus par station d'étude. La première période d'exposition s'est déroulée entre le 29 juin et le 13 juillet 2006, la seconde ayant eu lieu entre le 11 et le 25 octobre 2006. Les taux de mortalité parmi les individus encagés ont été mesurés à l'issue de ces 15 jours d'exposition. Le début de ces périodes d'exposition correspond aux dates de prélèvements de populations de *G. fossarum*.

Paramètres environnementaux

Les précipitations quotidiennes ont été obtenues auprès de Météo France pour la station météorologique la plus proche (Labergement Sainte-Marie, 4 km).

La conductivité, le pH, la température de l'eau, ainsi que la teneur en oxygène dissous ont été mesurés à chaque date de prélèvement de population par les sondes multimétriques Tetracon 325© and WTM Sentix 41-3©. Ces données ont été complétées pour le Drugeon, d'une part, par la mesure continue de la température de l'eau (1 mesure par heure) grâce à une sonde permanente immergée, et, d'autre part, par la mesure quotidienne du débit au niveau d'une station hydrotimétrique localisée à 400 m en amont de la scierie.

Analyses chimiques

Le bois est traité quotidiennement au niveau des deux aires de traitement, excepté pendant les week-ends et le mois d'août. Les matières actives utilisées sont les insecticides pyréthroïdes de synthèse perméthrine (n° CAS 52645-53-1) et cyperméthrine (n° CAS 52315-07-8), le fongicide/bactéricide carbamate IodoPropinylButylCarbamate (IPBC, n° CAS 55406-53-6), ainsi que les fongicides triazolés propiconazole (n° CAS 60207-90-1) et tébuconazole (n° CAS 107534-96-3). Des prélèvements de sédiment ont été effectués au sein de chacune des stations d'étude lors des deux dates d'échantillonnage de *G. fossarum* au sein de la Drésine, et lors de quatre des douze dates de prélèvements de *G. pulex* au sein du Drugeon (mars, juin et octobre 2004, février 2005). Ces échantillons de sédiment ont été congelés à -25 °C avant le dosage de leur teneur en pesticides.

Le protocole de la méthode analytique a été mis en place en collaboration avec l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (Suisse). Il consiste en une triple extraction des pesticides du sédiment (20 g de matière fraîche) par ultrasons et en présence d'acétone et de dichlorométhane (30 mL), puis par une partition liquide-liquide avec du dichlorométhane et de l'éther diéthylique (40 mL). La purification des échantillons est obtenue par une chromatographie stérique puis par deux chromatographies successives opérant par gamme de polarité. La détection des produits de traitement du bois est réalisée par une chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD), ainsi que par un chromatographie liquide couplée à un spectromètre de masse (LC-MS). La limite de détection est de 0,27 ; 0,33 ; 0,64 ; 3,25 et 2,70 µg.Kg⁻¹ de masse fraîche de sédiment pour respectivement la perméthrine, la cyperméthrine, l'IPBC, le propiconazole et le tébuconazole.

Analyses statistiques

La normalité de la distribution des données n'étant pas respectée (test de Hilliefors), les tests non paramétriques de Wilcoxon-Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis ont été utilisés. Les corrélations entre données biologiques et facteurs abiotiques ont été réalisées et testées par la méthode des rangs de Spearman. Cette analyse statistique a été réalisée grâce au logiciel R 2.2.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2005).

Résultats

Caractéristiques environnementales et état de contamination

Dans chacun des deux cours d'eau étudiés, la morphologie et les caractéristiques physico-chimiques mesurées ont été similaires entre les stations expérimentales (tableaux I et II). La contamination du sédiment par les pesticides utilisés notamment dans le cadre du traitement du bois s'est avérée récurrente dans les deux cours d'eau au niveau de l'ensemble des sites expérimentaux localisés à l'aval des installations de traitement. Seules quelques traces de fongicides ont été occasionnellement détectées dans le sédiment prélevé au sein de chacune des deux stations amont (tableaux I et II). Les prélèvements de *G. fossarum* effectués le 29 juin 2006 ont été réalisés 3 jours après un épisode orageux isolé (64,2 mm), et le 11 octobre 2006 dans un contexte de pluies automnales répétées : 154,9 mm de précipitations cumulées lors des 26 jours précédents les prélèvements.

Impact sur les populations de *G. pulex* et *G. fossarum*

À l'amont des installations de traitement du bois les densités de populations de *G. fossarum* ont été de 3314 et 2103 ind.m⁻² (tableau III). Les effectifs de *G. pulex* ont été maximum en juin et décembre et minimum en mars et août (figure 3).

Les effectifs des deux populations étudiées ont été fortement réduits à l'aval des installations de traitement ($p < 0,001$). Cet effet s'est avéré récurrent, y compris au niveau des stations les plus éloignées de l'aire de traitement. Néanmoins, contrairement à *G. fossarum*, une légère récupération des densités de *G. pulex* a été observée 2 km à l'aval de ces installations ($p < 0,001$, figure 3, tableau III).

Les densités de toutes les classes de taille de *G. fossarum* ont été fortement réduites à l'aval des installations (tableau III). En revanche, les effectifs adultes *G. pulex* ont été plus fortement altérés que ceux des juvéniles au niveau des sites les plus proches de l'aire de traitement. L'observation inverse a été constatée au niveau de la station la plus éloignée des installations de traitement ($p < 0,001$, figure 4).

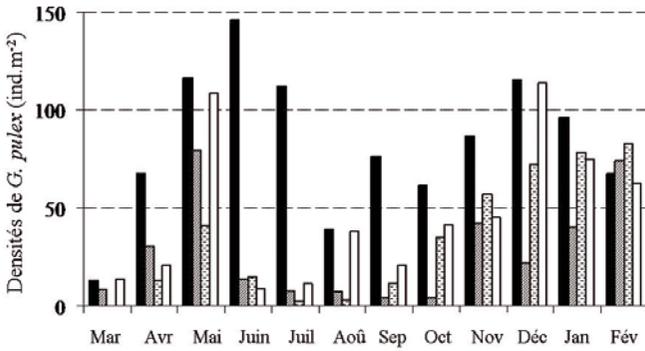


Figure 3. Évolution mensuelle des densités de *G. pulex* (ind.m⁻²) au sein de chacune des quatre stations expérimentales du Drugeon : station A (barres noires), station B (barres grises), station C (barres pointillées) et station D (barres blanches).

61,0 % des adultes *G. pulex* prélevés étaient des femelles, ce pourcentage variant entre 41,7 % et 72,1 %. Parmi ces femelles, des individus ovigères ont été observés toute l'année. Aucune différence significative de sex-ratio ou du taux de femelles ovigères n'a été observée entre l'amont et l'aval des installations de traitement.

Mortalité dans les cages implantées *in situ*

Une mortalité de 17 % et de 27 % des adultes a été observée au niveau de la station amont de la Drésine lors des deux dates d'exposition. Une augmentation de cette mortalité a été observée lors des deux campagnes au sein de la station aval proche. Au niveau de la station aval éloignée, un taux de mortalité supérieur à l'amont n'a été observé que lors de la seconde campagne d'exposition (figure 5).

Lien entre variables biologiques et paramètres abiotiques

L'intensité de l'effet sur les effectifs de *G. pulex* s'est avérée corrélée avec la température de l'eau : l'impact est plus fort en période estivale ($r = 0,6294$, $p = 0,0312$). En revanche, le lien avec les conditions pluviométriques ou le débit du Drugeon et les effets observés sur cette population n'ont pu être mis en évidence.

Le taux de mortalité de *G. fossarum* observé dans les cages implantées au sein de la station aval éloignée de la Drésine s'est avéré plus fort lors de la seconde période d'exposition, c'est-à-dire après des pluies répétées. En revanche, aucune différence n'est apparue entre cette station et l'amont lors de la première période d'exposition des cages, dans un contexte d'étiage avec un épisode pluvieux isolé.

Impact sur *E. aenea* et les autres macro-invertébrés aquatiques

Les effectifs d'imagos d'*E. aenea* n'ont pas été modifiés entre l'amont et l'aval de l'aire de traitement. En revanche, les effectifs de larves d'*E. aenea* ont été fortement réduits à l'aval des installations de traitement. Cet impact est corrélé avec celui observé chez les juvéniles de *G. pulex* : la diminution des effectifs est drastique au sein des trois stations aval étudiées ($r = 0,505$; $p = 0,037$).

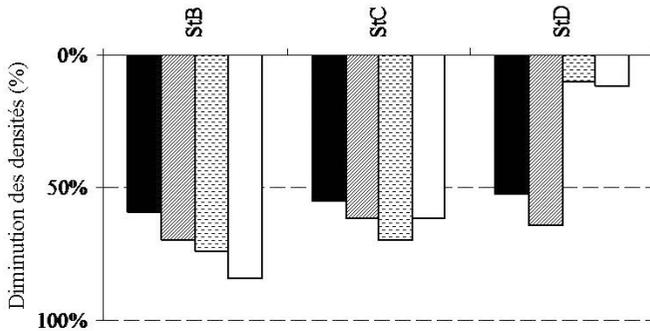


Figure 4. Moyenne annuelle du pourcentage (%) de réduction des effectifs des quatre classes de taille de *G. pulex* par rapport à la station A (amont) au sein des trois sites expérimentaux du Drugeon situés à l'aval des installations de traitement du bois : < 3 mm (noir), 3 à 5 mm (gris), 5 à 7 mm (hachuré), > 7 mm (blanc).

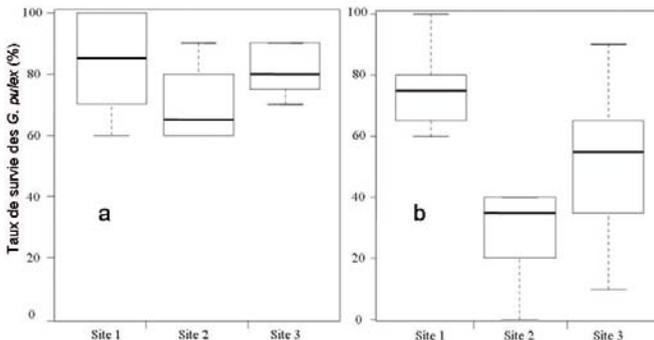


Figure 5. Taux de survie des *G. fossarum* adultes (%) après exposition dans les cages pendant 15 jours au sein des trois stations expérimentales de la Drésine lors de la première campagne du 29 juin 2006 (a) et de la seconde campagne du 11 octobre 2006 (b). La moyenne des cages ($n=8$) est indiquée par le trait horizontal apparaissant en gras, les percentiles 25 % et 75 % sont indiqués par les limites supérieures et inférieures des rectangles, les écart-types sont indiqués par les barres pointillées.

Tableau III. CDensités (ind.m⁻²) de *Gammarus fossarum* au sein des trois stations d'étude de la Drésine lors des deux campagnes expérimentales. Les individus ont été répartis en trois classes de taille : < 3 mm (juvéniles), 3 à 7 mm (immatures), > 7 mm (adultes). L'IBGN (Indice Biologique Globale Normalisé) a été réalisé au niveau des Site 1 et 2 lors de la seconde campagne d'étude.

Date de prélèvement	Catégorie de taille	Site1	Site2	Site3
29 Juin 2006	<3mm	2551,8 ± 882,1	2,2 ± 3,9	0,0 ± 0,0
	3-7mm	692,0 ± 224,2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
	>7mm	69,6 ± 54,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
11 Octobre 2006	<3mm	755,6 ± 261,8	0,0 ± 0,0	22,2 ± 39,1
	3-7mm	1266,7 ± 643,7	2,2 ± 3,9	15,6 ± 16,8
	>7mm	80,0 ± 64,3	0,0 ± 0,0	2,2 ± 3,9
	IBGN	14/20	11/20	

La valeur de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) est de 11/20 et 14/20 au niveau des stations amont et aval proches de la Drésine (tableau III). La communauté macrobenthique au sein des trois stations étudiées s'est aussi avérée modifiée par les installations de traitement : la diversité taxonomique a été réduite par rapport à l'amont de 43 % et 30 % et la densité macrobenthique de 46 % et 58 % respectivement au sein des stations aval proche et éloignée (tableau IV).

À partir de cette liste faunistique a été établie une liste (indicative) de taxons « sensibles », c'est-à-dire dont l'abondance est négativement corrélée au niveau de contamination du sédiment, ou « tolérants », c'est-à-dire dont l'abondance est positivement corrélée au niveau de contamination du sédiment. Cette classification a été obtenue à partir des taxons les plus abondants au niveau du site amont (au moins 50 ind.m⁻²) afin d'avoir une abondance potentielle suffisante pour mesurer un impact sur les effectifs. Dans le groupe des « sensibles » on retrouve en compagnie de *G. fossarum* : les larves de coléoptère *Elmis sp.* et d'*Oulimnius sp.* (famille des Elmidae), les trichoptères *Hydropsyche sp.* et *Tinodes sp.*, et les diptères Anthomyiidae. Dans le groupe des « tolérants » positivement corrélé au degré de contamination du sédiment on trouve l'éphéméroptère *Habrophlebia sp.* et les diptères Chironomidae et Tipulidae.

Discussion

Les populations de *G. pulex* et *G. fossarum* se sont avérées très fortement altérées à l'aval des installations de traitement du bois. Ceci corrobore les observations de FRIBERG *et al.* (2003) où les densités de *G. pulex* étaient négativement corrélées avec l'augmentation du niveau de contamination du sédiment par les pesticides. Toutefois, la récurrence observée de cet impact tranche avec la rapidité de recolonisation constatée dans d'autres situations de pollutions par des pesticides, conduisant parfois à considérer *G. pulex* comme ne faisant pas partie des espèces vulnérables à ce type de perturbation (NEUMANN *et al.*, 2003 ; BERENZEN *et al.*, 2005 ; LIESS & OHE, 2005). Une explication plausible à cette apparente contradiction tiendrait à la chronicité de la contamination dans le cadre du traitement du bois, limitant les possibilités de recolonisation, comme cela a été montré par ailleurs dans des expérimentations en conditions contrôlées (DEDECKER *et al.*, 2006).

Chez *G. fossarum*, l'impact a été très fort chez toutes les catégories d'individus. En revanche, chez *G. pulex*, un plus fort impact a été observé chez les adultes au niveau des zones contaminées. Ceci semble en contradiction avec la plus forte sensibilité physiologique des juvéniles aux micropolluants (Mc CAHON & PASCOE, 1988 ; MAUND *et al.*, 1992). En outre, l'effet observé au sein des populations est beaucoup plus fort que la mortalité mesurée dans les cages. Par conséquent, la réponse des adultes aux perturbations engendrées par l'aire de traitement résulte au moins en partie d'un effet sub-létal. Une hypothèse plausible pour expliquer ce phénomène serait la capacité des adultes à détecter puis à éviter activement les zones les plus contaminées, ces individus étant très mobiles. Un tel phénomène a été observé par DE LANGE *et al.* (2006) lors d'une contamination par des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Cette détection fait notamment intervenir des papilles sensorielles localisées sur la seconde paire d'antennules (SUTCLIFFE, 1992 ; DE LANGE *et al.*, 2005). Or, ces organes sont beaucoup moins développés chez les juvéniles (ROUX, 1970), ce qui expliquerait la moindre capacité de ces derniers à fuir les zones les plus contaminées.

Tableau IV. Densités (ind.m⁻²) de taxons macrobenthiques prélevés dans les trois sites expérimentaux de la Drésine lors de la seconde campagne d'étude.

Ordre	Famille	Genre	Site 1	Site 2	Site 3	
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra	2,2			
	Nemouridae	Nemoura	2,0		8,9	
		Non identifié		2,2		
Trichoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche	215,6	4,0	12,0	
	Limnephilidae	Limnephilinae	26,7	126,7	526,7	
	Odontoceridae	Odontocerum	2,2	2,2	142,2	
	Polycentropodidae	Plectrocnemia	2,2		2,2	
	Psychomiidae	Lype		2,2	4,4	4,4
		Tinodes		111,1	2,2	
		Non identifié				13,3
	Rhyacophilidae	Rhyacophila	11,1	11,1	22,2	
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis	171,1	424,4	495,6	
	Leptophlebiidae	Habrophlebia	84,4	415,6	128,9	
Coleoptera	Dytiscidae	Agabus (larve)			15,6	
		Plambus (larve)	2,0			
	Elmidae	Elmis (imago)		8,8		6,6
		Elmis (larve)		62,2		
		Riolus (larve)		2,2		
		Oulimnius (larve)		57,8		
		Esolus (imago)		2,2		
	Hydraenidae	Hydraena	4,4	2,2	2,2	
	Helodidae	Elodes			2,2	
	Diptera	Anthomyiidae		95,6		2,2
Chironomidae			56,0	622,2	371,1	
Ceratopogonidae			2,0		4,4	
Limoniidae			26,7		22,2	
Psychodidae				48,9		
Rhagionidae				2,2		
Simuliidae			344,4	124,4	4,4	
Tabanidae			2,2			
Megaloptera	Tipulidae		62,2	135,6	75,6	
		Sialis	4,4			
Amphipoda	Gammaridae	Gammarus	2056,9	2,2	40,0	
Acheta	Erpobdellidae	Erpobdella	4,4	22,2		
		Glossiphoniidae	Glossiphonia	68,9	26,7	2,2
		Hellobdella	46,7	6,7	2,2	
Triclada	Planariidae		2,2			
Bivalva	Sphaeriidae	Pisidium	6,7	2,2	2,2	
	Limnaeidae	Radix	2,2			
Oligochaeta			1135,6	542,2	72,2	
Hydracaria			8,9	2,2	2,2	
Nematode			2,2			
		Nombre de taxons	37	21	26	
		Abondance totale	4701,0	2530,7	1984,2	

Ainsi, selon cette hypothèse, les juvéniles étant beaucoup plus sensibles que les adultes aux micro-polluants (Mc CAHON & PASCOE, 1988 ; MAUND *et al.*, 1992), ils subirait les effets de la contamination et recoloniseraient l'aval principalement par une dérive passive. Ce mode de migration est très répandu chez les macro-invertébrés, il expliquerait le fort impact observé y compris à des distances relativement éloignées de la source présumée de contamination ainsi que la corrélation observée avec les larves d'*E. aenea*, ces organismes étant eux aussi relativement peu mobiles (WALTON Jr., 1980 ; WINKELMANN *et al.*, 2008).

La dynamique de la population de *G. pulex* a été modifiée par la présence de l'aire de traitement. Ainsi les périodes printanière et automnale de recrutement de juvéniles observées à l'amont ont été plus courtes à l'aval des installations de traitement. En outre, l'absence de modification du sex-ratio ainsi que du taux de femelles ovigères indique que l'altération de la reproduction de la population se fait plutôt indirectement via la diminution des effectifs d'adultes, c'est-à-dire de géniteurs, dans les zones les plus contaminées.

La présence d'une aire de traitement du bois engendre donc une diminution des effectifs, une modification de la structure et de la dynamique de la population, ainsi que très vraisemblablement une modification du comportement de certains individus (dérive active). Cet impact est influencé par certains paramètres environnementaux. Ainsi, l'accentuation des effets observés en période estivale, c'est-à-dire lorsque la température de l'eau augmente, correspond vraisemblablement à la conjugaison de plusieurs stress concomitants comme montré par OVERMYER *et al.* (2005). De plus, l'augmentation du taux de mortalité observé dans les cages après des pluies répétées pourrait correspondre à une augmentation de la biodisponibilité des pesticides après leur remise en suspension dans le milieu aqueux à la suite de l'agitation du sédiment (MAJND *et al.*, 2002).

Les IBGN mesurés à l'amont et l'aval de l'aire de traitement ne traduisent pas fidèlement l'impact observé sur l'ensemble de la communauté macrobenthique, et encore moins celui observé sur les populations de *G. fossarum*. Or, ces derniers sont susceptibles d'avoir un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Ainsi, afin de mieux qualifier ce type de perturbation, il s'avère nécessaire de développer un outil de diagnose qui soit complémentaire aux méthodes actuellement disponibles. À ce titre, *G. pulex* et *G. fossarum* présentent des avantages méthodologiques dont leur appartenance au groupe des taxons répondant sensiblement aux produits de traitement du bois, leur conférant ainsi un rôle de sentinelle dans la détection des perturbations. Ce rôle d'espèce sentinelle peut être complété par d'autres taxons répondant sensiblement à la contamination, une méthode employant de la co-indication étant susceptible d'être plus sensible, voire plus robuste, qu'une méthode bioindicative monospécifique.

Dans la présente étude, deux approches bioindicatives ont été testées. L'une dite active, consiste en l'exposition des individus dans des cages implantées *in situ*. Cette méthode présente l'avantage de maîtriser quelques paramètres et de se libérer partiellement de l'influence de la morphologie de la station d'étude sur les effets observés. En revanche, l'effet léthal mesuré s'est avéré trop peu sensible pour refléter pertinemment l'impact observé sur la population. Cette approche nécessite donc des développements supplémentaires tels que le développement de biomarqueurs d'effets sublétaux plus sensibles.

L'autre approche testée, dite bioindication passive, s'est avérée très sensible et pleinement pertinente d'un point de vue écologique grâce à l'intégration de l'ensemble des paramètres environnementaux. Néanmoins, la difficulté d'interprétation des résultats liée aux spécificités de la population, du site et de la contamination considérés fait que l'usage des observations semi-quantitatives ne doit aboutir qu'à des conclusions qualitatives. Pour ces mêmes raisons, la standardisation de ce type de méthode de diagnose est très délicate à réaliser.

Par conséquent, afin d'aboutir à une méthode de diagnose qui soit opérationnelle, des informations complémentaires doivent être apportées, en particulier vis-à-vis de la spécificité de la réponse observée (sensibilité à quels types de contaminants ?) et de la vitesse de la recolonisation des organismes considérés (indicateur d'une chronicité de la contamination ?).

Conclusion

Cette étude a montré que les populations de *G. pulex* et *G. fossarum* sont fortement et durablement altérées par les aires de traitement du bois, particulièrement en période estivale et après des pluies répétées. Dans le cadre de pollutions chroniques par ces substances, le potentiel sentinelle de ces espèces leur confère un intérêt bioindicatif susceptible d'être complété par de la co-indication avec d'autres macro-invertébrés.

Remerciements

Le présent travail a été subventionné par l'Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée et Corse. Les auteurs sont reconnaissants à Stéphanie ADAM et Benjamin BULLE pour leurs précieux appuis techniques. Dr L.F. De ALENCASTRO et D. GRANDJEAN de l'EPFL sont chaleureusement remerciés de leur aide pour les analyses chimiques.

Bibliographie

- CTBA (Centre Technique du Bois et de l'Ameublement). 2004. Le traitement des bois dans la construction. Éd. Eyrolles, 140 p.
- DIROL, D. & X. DEGLISE. 2001. Durabilité des bois. Éd. Hermes Science Publications, 415 p.
- GIFFORD, J.S., BUCKLAND, S.S., JUDD, M.C., MCFARLANE, P.N. & S.M. ANDERSON. 1996. Pentachlorophenol (PCP), PCDD, PCDF and pesticide concentrations in a freshwater lake catchment. *Chemosphere* 32: 2097-2113.
- FRIBERG, N., LINDSTROM, M., KRONVANG, B. & S.E. LARSEN. 2003. Macroinvertebrates/sediment relationships along a pesticide gradient in Danish streams. *Hydrobiologia* 494: 103-110.
- HYNES, H.B.N. 1955. The reproductive cycle of some British freshwater Gammaridae. *J. Anim. Ecol.* 24: 352-387.
- JANETZKI, W. 1994. Distribution of the genus *Gammarus* (Amphipoda: Gammaridae) in the River Hunte and its tributaries (Lower Saxony, northern Germany). *Hydrobiologia* 294: 23-34.
- JUNTUNEN, M.L. & V. KITUNEN. 2003. Leaching of propiconazole and chlorothalonil during protection of *Pinus sylvestris* seedlings in containers. *Scandinav. J. Forest Res.* 18: 45-53.
- LIESS, M., SCHÜLZ, R., LIESS, M.H.D., RÖTHER, B. & R. KREUZIG. 1999. Determination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* 33: 239-247.
- LYYTIKÄINEN, M., SORMUNEN, A., PERANIEMI, S. & J.V.K. KÜKKONEN. 2001. Environmental fate and bioavailability of wood preservatives in freshwater sediments near an old sawmill site. *Chemosphere* 44: 341-350.
- Mc CAHON, C.P. & D. PASCOE. 1988. Use of *Gammarus pulex* (L.) in safety evaluation tests: culture and selection of a sensitive life stage. *Ecotox Environ Saf* 15: 245-252.
- McNEIL, C., DICK, J.T.A. & R.W. ELWOOD. 1997. The trophic ecology of freshwater *Gammarus* (Crustacea: Amphipoda); problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biol. Rev.* 72: 349-364.
- MAUND, S.J., TAYLOR, E.J. & D. PASCOE. 1992. Population responses of the freshwater amphipod crustacean *Gammarus pulex* (L.) to copper. *Freshwater Biol.* 28: 29-36.
- MAUND, S.J., HAMER, M.J., LANE, M.C.G., FARRELLY, E., RAPLEY, J.H., GOGGIN, I.M. & W.E. GENTLE. 2002. Partitioning, bioavailability, and toxicity of the pyrethroid insecticide cypermethrin in sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 21: 9-15.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE. 2007. Le catalogue des produits phytopharmaceutiques et de leurs usages des matières fertilisantes et des supports de culture homologués en France. <http://e-phy.agriculture.gouv.fr>
- OVERMYER, J.P., NOBLET, R. & K.L. ARMBRUST. 2005. Impacts of lawn-care pesticides on aquatic ecosystems in relation to property value. *Environ. Pollut.* 137: 263-272.
- RAYZAL, M. 1998. Guide de la préservation du bois. CTBA Édition, Paris, 128 p.
- ROUX, A.L. 1970. Les gammarés du groupe *pulex*. Essai de systématique biologique - 1. Étude morphologique et morphodynamique. PhD Thesis, Université de Lyon, 172 p.
- WALTON JR., O.E. 1980. Active entry of stream benthic macroinvertebrates into the water column. *Hydrobiologia* 74: 129-139.
- WELTON, J.S. 1979. Life-history and production of the amphipod *Gammarus pulex* in a Dorset chalk stream. *Freshwater Biol.* 9: 263-275.
- WINKELMANN, C., PETZOLDT, T., KOOP, J.H.E., MATTHAEI, C.D. & J. BENNDORF. 2008. Benthivorous fish reduce stream invertebrate drift in a large-scale field experiment. *Aquat. Ecol.*, sous presse.

RÈGNE ANIMAL.

Crustacés. PI. 60.

