

De la parcelle au poisson d'étang

Recherche de résidus de pesticides dans l'agroécosystème piscicole

■ B. SARRAZIN¹, A. TOCQUEVILLE², M. GUERIN¹, D. VALLOD¹

Mots clés : phytosanitaires, risque, bassin versant, ruissellement, sédiment, carpe, Dombes

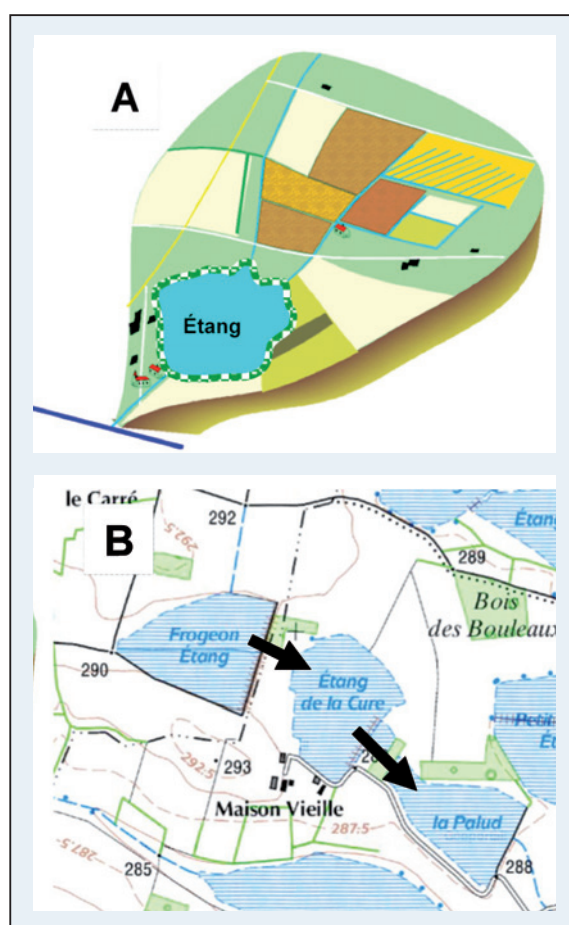
Key-words: pesticides, risk, ponds, watershed, runoff, sediment, fish, carp, Dombes

Introduction

La Dombes (Ain) est une zone humide continentale d'environ 800 km² marquée par la présence de plus d'un millier d'étangs destinés pour la plupart à la production de poissons, dont la carpe pour 50 % environ, majoritairement destinée à la consommation. Le système agropiscicole dombiste [1, 2] s'appuie sur une gestion intégrée et complémentaire des étangs et des parcelles agricoles qui constituent leur bassin versant (figure 1A). Une évolution vers des systèmes céréaliers axés sur le maïs et le blé, au détriment des surfaces en herbe, a marqué le territoire dans la décennie 1970-1980. Cette évolution, accompagnée d'un drainage accru des terres arables, s'est traduite par une accentuation des transferts hydrologiques, malgré un relief peu marqué (pente moyenne 3 %). L'alimentation en eau étant uniquement assurée par la pluie [1], la maîtrise du cycle de l'eau passe par une organisation des étangs en chaîne (figure 1B) : chaque hiver, les étangs sont vidangés pour la pêche du poisson en débutant par les étangs situés en aval de la chaîne. Ces derniers récupèrent ensuite l'eau provenant des vidanges se déroulant en amont. Beaucoup d'étangs peuvent donc être remis en eau rapidement après la pêche et entrent alors dans un nouveau cycle de production. Néanmoins, des pluies restent souvent nécessaires au printemps pour compléter le remplissage des étangs. En plus de ce cycle annuel, les étangs sont mis en assec durant une année tous les 3 à 5 ans, avec l'implantation d'une culture du fond d'étang (maïs, avoine).

¹ Université de Lyon – Isara-Lyon – 23, rue Jean-Baldassini – 69364 Lyon cedex 7. Courriel : vallod@isara.fr

² Itavi, service technique aquaculture – 28, rue Rocher – 75008 Paris.



Source : Scan25/IGN.

Figure 1. Schéma de l'étang piscicole dans son bassin versant topographique (A) et exemple de trois étangs organisés en chaîne (B)

1. Contexte et enjeux

1.1. Transferts de pesticides via les bassins versants

Le fonctionnement hydrologique qui assure le remplissage des étangs repose sur une forte connectivité entre bassins versants et étangs. Ce fonctionnement,

très maîtrisé, doit satisfaire un double objectif :

- assainir efficacement les parcelles agricoles afin de maintenir un potentiel agronomique sur des sols très hydromorphes et imperméables ;
- assurer le remplissage des étangs pour la production piscicole.

Les mécanismes de transfert hydrologique majeurs sont le ruissellement et les écoulements subsurface. Ces processus génèrent un transfert vers des fossés ou des biefs plus importants qui alimentent directement les étangs. La densité des parcelles agricoles dans le paysage, leur assolement et leur connectivité aux fossés déterminent le degré d'exposition des étangs au transfert de matières actives, dont l'eau est le principal vecteur [3].

1.2. Enjeux de la qualité de l'eau des étangs

Les acteurs de la filière piscicole dombiste développent des démarches qualité pour favoriser la consommation du poisson issu de ces étangs, par exemple le projet d'une marque collective : « Poissons de Dombes ». Ces démarches sont envisagées comme une stratégie de préservation des traditions piscicoles et de l'écosystème qui en est le support, mais aussi comme une stratégie de relance et de valorisation de la production. De nombreuses questions émanent alors des acteurs locaux sur le potentiel de transfert au poisson des matières actives utilisées dans les systèmes agropiscicoles : dans quelle mesure les étangs piscicoles sont-ils exposés au risque ? Que deviennent les résidus de substances actives phyto-sanitaires exportées par le ruissellement ? Contaminent-ils l'écosystème aquatique ? S'accumulent-ils dans les poissons consommés ? Les approches *in situ* manquent actuellement pour apporter des réponses à ces questions [3, 4] et c'est pourquoi nous avons tenté d'en fournir en réalisant l'étude présentée dans cet article.

1.3. Objectifs de l'étude

L'étude vise à évaluer le risque de contamination de cinq étangs piscicoles de la Dombes par des résidus de pesticides utilisés en protection des cultures. Ce risque dépend de l'usage de produits phytosanitaires combiné avec l'exposition des étangs, c'est-à-dire leur connectivité hydrologique avec les parcelles traitées. Dans un premier temps, un outil de mesure de l'exposition des étangs de la Dombes est proposé et utilisé ensuite pour caractériser ces cinq étangs. Dans un second temps, un protocole de terrain vise à identifier la présence de résidus de matières actives phyto-sanitaires dans différents compartiments écologiques de ces cinq étangs.

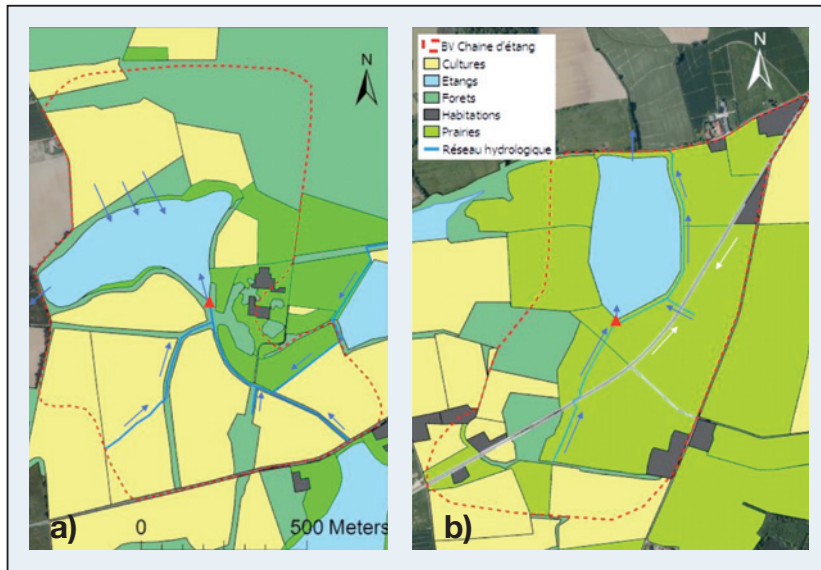
2. Méthodes

2.1. Outil d'évaluation de l'exposition des étangs

Le transfert diffus des phytosanitaires dépend d'une multitude de paramètres physiques dont les interactions sont complexes à l'échelle du bassin versant [5, 6]. Pour simplifier, une méthode hiérarchique de type Siris a été adaptée pour proposer un outil de classement des étangs selon leur niveau d'exposition au transfert [3, 7]. Trois facteurs clés d'exposition ont été identifiés (*tableau I*) et étalonnés à partir d'un échantillon de 30 étangs issus d'une base de données géoréférencée sur près de 100 étangs de Dombes [8]. Le taux de surfaces agricoles recevant des traitements

Facteurs d'exposition des étangs au transfert de pesticides	Classes	Niveaux de risque
F1 : Pression polluante du bassin versant (PP) Pourcentage de cultures avec recours aux pesticides sur le bassin versant	PP < 5 %	0
	5 % < PP < 20 %	m
	20 % < PP < 60 %	d
	PP > 60 %	D
F2 : Potentiel d'alimentation en eau par le bassin versant (PA) 1 – (surface étang/surface bassin versant)	PA < 0,5	0
	0,5 < PA < 0,9	m
	PA > 0,9	d
F3 : Connectivité des parcelles cultivées à l'étang Synthèse de quatre indicateurs : pente, drainage, distance au réseau hydrographique, présence d'une zone tampon (bande enherbée...)	Faible	0
	Moyenne	m
	Forte	d

La classification du facteur est issue d'une analyse statistique sur un échantillon de 30 étangs. Les niveaux de risque associés à la classification des facteurs sont les suivants : 0 = non défavorable, m = intermédiaire, d = défavorable, D = très défavorable. Pour F3, la classe qui regroupe la superficie cultivée la plus élevée donne le niveau de risque pour l'étang.
Tableau I. Description des trois facteurs majeurs d'exposition des étangs aux transferts de pesticides à partir de leur bassin versant : F1 à F3



Fond de carte : BD Ortho/IGN 2005.

Figure 2. Étang D en situation exposée avec cultures dominantes (a) et étang B avec prairies dominantes en situation peu exposée (b) au transfert de résidus de pesticides. Le triangle rouge est le point de prélèvement des eaux de ruissellement

phytosanitaires dans le bassin versant est une indication de la pression polluante qui s'exerce sur un étang (F1). Le second facteur (F2) décrit le potentiel d'alimentation en eau de l'étang par son bassin versant. Le troisième facteur (F3) permet d'évaluer la connectivité hydrologique entre les parcelles cultivées du bassin versant et l'étang ; les modalités de ce facteur sont renseignées à partir d'une expertise de terrain sur les bassins versants précisément décrits (figure 2). Des interactions entre les trois facteurs sont prises en compte : une synergie entre F1 et F2, car les surfaces cultivées accroissent le coefficient de ruissellement par rapport à de la prairie ou de la forêt, et une synergie entre F2 et F3, car la connectivité hydrologique agit d'autant plus sur les transferts que la surface du bassin est importante.

L'agrégation des niveaux de risque permet d'obtenir un score d'exposition et de classer ainsi les étangs les uns par rapport aux autres en termes de vulnérabilité au transfert de pesticides. Cette approche ne concerne que des étangs proches de la tête de chaîne qui sont connectés à un bassin versant de taille significative (figure 1). Bien souvent, plus un étang est situé en aval dans la chaîne, plus il est susceptible de disposer d'eau provenant d'autres étangs et généralement le bassin versant direct occupe alors une surface marginale. Les transferts de matières actives pro-

viennent dans ce cas majoritairement des vidanges ; ces processus ne sont pas intégrés dans cette étude.

2.2. Mesure de l'exposition des cinq étangs suivis

Les cinq étangs faisant l'objet du suivi *in situ* ont été analysés au moyen de l'outil d'évaluation de l'exposition présenté précédemment (tableau II).

On observe un gradient d'exposition des étangs A à E. Le score minimal de 0 est synonyme d'aucune exposition pour l'étang A qui a été choisi comme témoin non exposé

avec un bassin versant composé essentiellement de forêts. Au contraire, le score maximal de 42 pour l'étang E provient du cumul des modalités défavorables pour les trois facteurs d'exposition, avec en particulier un potentiel important d'alimentation par le bassin versant.

2.3. Usages phytosanitaires sur les bassins versants

Les usages phytosanitaires des trois dernières années ont été recensés à partir d'enquêtes agronomiques auprès des exploitants agricoles.

Les pratiques phytosanitaires sont relativement homogènes dans les systèmes céréaliers de la Dombes où blé et maïs sont les cultures les plus fréquentes dans les successions de cultures annuelles.

Le désherbage est effectué en un, voire deux passages par an : début mai et juin pour le maïs ou le tournesol, octobre et mars pour le blé d'hiver. Les substances utilisées lors des premiers traitements préventifs sont très mobiles dans le sol, dans l'objectif

Étangs étudiés <i>in situ</i>	F1	F2	F3	Score d'exposition	Année(s) de suivi <i>in situ</i>
Étang A	0	0,6	–	0/42	2007-2008
Étang B	0,15	0,8	Moyenne	14/42	2007
Étang C	0,55	0,83	Forte	25/42	2007-2008
Étang D	0,62	0,7	Forte	35/42	2007
Étang E	0,64	0,91	Forte	42/42	2008

Tableau II. Scores d'exposition attribués à chacun des cinq étangs A à E ayant fait l'objet de l'étude *in situ*

d'agir de façon persistante et pendant plusieurs semaines sur des adventices en cours de levée. Des usages réguliers d'herbicides totaux, en particulier à base de glyphosate, sont également pratiqués pour nettoyer les parcelles avant implantation. La protection insecticide se limite souvent à l'enrobage des semences, la lutte fongicide à un, voire deux passages en céréales d'hiver selon les conditions climatiques de l'année. Ces substances insecticides et fongicides sont pour la plupart peu mobiles dans le sol.

2.4. Expérimentation *in situ* sur cinq étangs

Le suivi des étangs s'est déroulé entre 2007 et 2008 (tableau II). Différents compartiments de l'agroécosystème piscicole ont été retenus pour la recherche de résidus de pesticides : eau de ruissellement pénétrant dans l'étang, masse d'eau de l'étang, sédiments de l'étang et enfin carpes élevées dans l'étang. Eau d'étang, sédiments et carpes ont été échantillonnés à trois périodes dans chaque étang et pour chaque année de suivi :

- sortie d'hiver, avant implantation des cultures de printemps (P1) ;
- printemps et été, après traitement des cultures de printemps (P2) ;
- automne, après implantation et désherbage des cultures d'hiver (P3).

Les trois périodes correspondent également au début, au milieu et à la fin du cycle d'élevage annuel du poisson. L'intérêt de caler l'échantillonnage sur le cycle d'élevage est de contrôler l'état de contamination initial à l'empoissonnage, puis de vérifier l'évolution de la contamination au cours et en fin de campagne. Les résidus ont été recherchés dans les muscles (partie consommée) et le foie (organe de détoxification). L'eau d'étang et le sédiment ont été prélevés respectivement à l'aide d'une colonne d'eau et d'une benne à sédiment sur cinq points qui ont ensuite été allotés pour constituer un échantillon représentatif de l'étang. Les poissons ont été échantillonnés dans le lot d'empoissonnage de l'étang (P1), par une pêche au filet en pleine eau (P2), le jour de la pêche après vidange de l'étang (P3).

Les prélèvements d'eau de ruissellement ont été effectués dans le fossé alimentant l'étang à l'exutoire du bassin versant (figure 2). Ils ont débuté après trai-

tement des cultures de printemps (P2) de manière à maximiser les chances d'observer des transferts lors des premiers épisodes pluvieux et ont été poursuivis jusqu'à l'automne (P3). Le nombre de prélèvements dépend de l'occurrence d'événements pluvieux, variable selon les sites relativement distants les uns des autres, et de la production d'un ruissellement générant un débit suffisant pour pouvoir prélever. Par conséquent, les dates et le nombre de prélèvements sont différents d'un étang à l'autre. La pluviométrie de la période P2 (mai à août) en 2007 (489 mm) et en 2008 (335 mm) est supérieure aux normales de la même période (327 mm) – station Météo-France de Marlieux.

L'eau de ruissellement a été échantillonnée manuellement en cours ou en fin d'épisode pluvieux sans mesure de débit, l'objectif étant bien d'identifier la présence de substances actives pour établir le lien avec les usages phytosanitaires. Les concentrations obtenues sont indicatives et permettent d'alimenter des hypothèses sur le type de contamination : diffuse pour les concentrations faibles à modérées, ponctuelle pour les concentrations très élevées.

Les analyses de résidus dans l'eau ont été effectuées par un laboratoire privé accrédité Cofrac. Les analyses dans le sédiment et le poisson ont été réalisées par le laboratoire d'écotoxicologie de VetAgroSup, partenaire du projet.

3. Résultats et discussion

3.1. Présence de résidus dans les compartiments physiques et biologiques

Le tableau III présente l'ensemble des résultats du suivi des résidus dans les différents compartiments écologiques étudiés sur les cinq étangs A à E.

Le nombre de substances détectées est élevé, surtout dans les eaux de ruissellement, et en particulier dans le ruissellement issu des sites exposés (D et E). Le nombre de substances fongicides ou insecticides est quant à lui restreint. Les substances détectées sont principalement des herbicides (H) dans les eaux de ruissellement, et ce ne sont que des herbicides dans les autres compartiments écologiques : eau d'étang, sédiment, foies des carpes. Aucune substance n'est détectée dans le muscle des carpes.

Les herbicides de prélevée, et en particulier le S-métolachlore appliqué sur cultures de printemps,

sont les plus régulièrement détectés. Sa concentration dans plusieurs prélèvements d'eau de ruissellement dépasse 1 µg/L ; en comparaison, la norme européenne pour l'eau potable est fixée à 0,1 µg/L.

Dans les compartiments eau et sédiment des étangs, les concentrations des substances détectées sont très faibles, voire à l'état de traces dans le foie des carpes (0,2 µg/kg).

Des résidus de substances ont été détectés dans la masse d'eau des étangs les plus exposés, mais également sur un site peu exposé (B).

La traçabilité du S-métolachlore a été établie depuis la parcelle jusqu'au foie des carpes sur tous les sites exposés (B à E).

Les prélèvements réalisés en période P1 montrent une quasi-absence de contamination des différents compartiments écologiques, sauf dans les sédiments des étangs B et E. C'est en période P2 que la plupart des détections de substances actives sont effectuées, en particulier dans les ruissellements, mais aussi dans l'eau des étangs. En période P3, des substances sont principalement détectées dans les eaux de ruissellement et dans le foie des carpes.

Étangs	Score exposition /42	Type de matière active	Substances détectées	Compartiments écologiques														
				Bassin versant			Étangs			Poissons								
				Ruissellement			Eau		Sédiments	Muscle			Foie					
				P2	P3	C max (ng/L)	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3			
A	0	H	S-métolachlore	2/4	1/3	230												
			Aclonifen	1/2		365	x											
B	14	H	S-métolachlore	2/2		43 255				x							x	
			Trifluraline						x									
C	25	H	Dicamba	1/4		17 088												
			S-métolachlore	3/4	1/1	10 175	x								x	x		
		I, F	Époxyconazole	1/4		205												
D	35	H	Heptachlore	2/4		40												
			Acétochlore	2/9		455												
			Aclonifen	2/9		380												
			AMPA		3/3	331		x										
			Atrazine	2/9	1/3	47					x							
			Diméthénamide	3/9		12 535	x											
			Glyphosate	2/9	2/3	332												
		Flurtamone	2/9		255													
		S-métolachlore	6/9		5 000	x				x						x	x	
		2,4-D	1/9	2/3	3 200													
I, F	Cyprodinil	1/9		9 000														
	Imidaclopride		2/3	2 759														
	Méthiocarbe	1/9		171														
	Tébuconazole	1/9		1 130														
E	42	H	Acétochlore	2/3		2 800												
			Aclonifen	2/3		190												
			AMPA		2/2	63												
			Atrazine				x											
			Chlortoluron	1/3		90												
			Diflufénicanil	1/3		50												
			Isoproturon	1/3		535												
			Métazachlore		2/2	820												
			S-métolachlore	2/3	1/3	5 800				x								x
		2,4-D	2/3		49													
I, F	Cyprodinil	1/3		400														

H : herbicides ; I : insecticides ; F : fongicides. Périodes de prélèvement : P1 = printemps avant traitement ; P2 = printemps-été après traitement ; P3 = automne après traitement. Pour le ruissellement est indiqué le nombre de prélèvements où la substance est détectée sur le nombre total de prélèvements effectués sur la période. Cmax : concentration maximale en ng/L. Pour les autres compartiments, une croix indique la détection de la substance.

Tableau III. Substances actives détectées dans les compartiments écologiques de cinq étangs de la Dombes

3.2. Cohérence entre exposition des étangs et présence de résidus

Les résultats font état pour la plupart des étangs d'une cohérence entre le degré d'exposition des étangs et la diversité des substances détectées. L'eau de ruissellement des sites les plus exposés contient plusieurs types de molécules et en plus forte concentration. Toutefois, la concentration en S-métolachlore relevée dans l'eau de ruissellement du site B peu exposé perturbe cette cohérence. Compte tenu de la concentration maximale très élevée par rapport au faible score d'exposition, cela pourrait s'expliquer par une pollution ponctuelle, par exemple un incident au niveau d'une cuve de pulvérisateur sur une route ou un chemin.

Dans tous les étangs en situation d'exposition faible à importante, le S-métolachlore a été détecté dans le foie des carpes en période P2 ou P3, soit après l'application de la plupart des traitements phytosanitaires. Le détournement du ruissellement lors d'épisodes pluvieux proches des périodes d'application des herbicides en grandes cultures est une pratique évoquée par certains gestionnaires d'étangs sur les sites exposés par mesure de précaution, mais les résidus de pesticides seraient alors orientés vers le cours d'eau récepteur en aval des chaînes d'étangs.

D'une manière générale, les résultats indiquent que les facteurs clés d'exposition identifiés sont pertinents pour juger d'un niveau de risque de transfert diffus vers l'étang. Néanmoins, l'approche reste qualitative et il existe de nombreuses sources de variabilité. Une approche similaire effectuée dans des étangs de Brenne fait état de résultats comparables pour des sites exposés [4]. La validation par les mesures *in situ* est partielle, mais permet de mieux circonscrire les situations à risque. Comme évoqué dans d'autres travaux [9], il s'agit le plus souvent de transferts diffus à faible concentration. Il serait intéressant d'estimer quantitativement à partir de modèles les flux de matières actives parvenant à l'étang pour affiner les notions d'exposition du poisson aux résidus.

De plus, la pluviométrie des années de suivi 2007 et 2008 a été abondante. Or, la répartition et la quantité de pluie jouent un rôle prépondérant dans les phénomènes de transfert. Le même type de suivi en 2003 et 2004, années en déficit hydrique, avait abouti à une fréquence d'observation nettement plus faible et à

une diversité bien plus limitée de substances exportées par le ruissellement [10]. Il existe donc une forte variabilité interannuelle. En outre, la diversité des matières actives et leur évolution sur le marché complexifient l'évaluation du risque.

3.3. Quel devenir des matières actives dans l'étang ?

Comment les résidus évoluent-ils dans la masse d'eau de l'étang ? Dans quel délai le stockage dans le sédiment se produit-il ? Tout comme dans d'autres régions d'étangs en Europe [11], un potentiel de stockage de substances herbicides a été mis en évidence dans les sédiments d'étangs. Des traces de ces substances ont également été détectées dans la masse d'eau au mois de juin, plusieurs jours après les applications. Une substance telle que le S-métolachlore est régulièrement retrouvée dans les sédiments, sans doute à cause d'un usage régulier sur le bassin versant, car la culture du maïs, pour laquelle cette substance herbicide est homologuée, revient fréquemment dans les successions culturales. Le taux moyen de minéralisation de cette substance mesuré dans le système eau-sédiment n'est que de 1 % à 99 jours [12]. Le fonctionnement spécifique des étangs piscicoles dombistes, marqué par la pratique de l'assec induisant une minéralisation des sédiments, est-il un moyen de gérer la problématique de contamination par cette substance ? Ces écosystèmes pourraient ainsi constituer un cas d'étude particulièrement pertinent pour fournir de nouvelles connaissances sur la persistance des substances actives dans de telles conditions écologiques. Le stockage, la métabolisation des pesticides dans l'étang, les possibilités de dispersion à plus long terme au sein des chaînes d'étangs seraient intéressants à caractériser pour mieux comprendre l'exposition des populations piscicoles. Il en va de même pour la dynamique temporelle de l'exposition aux résidus : comment le poisson entre-t-il en contact avec la substance : *via* l'eau, le sédiment ou la chaîne trophique ? Quels sont les effets à long terme sur le poisson ? Ces questions sont délicates dans des écosystèmes aquatiques qui sont des systèmes d'élevage. Le cycle est court, le poisson y séjourne 3 à 4 ans maximum pour les carpes, les choix d'empeisonnement dépendent des objectifs de production et les mélanges de lots de poissons sont fréquents.

Conclusion

Les résultats de cette étude *in situ* confirment que le risque de transfert de pesticides vers la masse d'eau de l'étang est bien réel, voire important pour les sites étudiés les plus exposés. À l'échelle d'une saison de production affectée par une pluviométrie significative, un contact entre le poisson et des matières actives très mobiles pénétrant dans la masse d'eau est clairement envisageable. Toutefois, la contamination du poisson apparaît très limitée, car les tissus musculaires ne sont pas touchés.

Bibliographie

- [1] BERARD L., MARCHENAY P. (1981) : « Ethnologie et écologie d'un système agropiscicole : les étangs de la Dombes ». *Le monde alpin et rhodanien*, 2^e et 3^e trimestre, pp. 69-102.
- [2] SOULARD C. « La multifonctionnalité de l'agriculture en pratique : étude des relations entre exploitations agricoles et étangs de la Dombes ». *Cybergeo, Espace, Société, Territoire*, article 319, mis en ligne le 9 septembre 2005, modifié le 22 juin 2007. URL : www.cybergeo.eu/index6610.html
- [3] VALLOD D., FOURRIÉ L., FLANDIN M., CHAVALLARD, P., SARRAZIN B. (2008) : « Étude des facteurs de transfert des produits phytosanitaires vers des étangs piscicoles en Dombes, zone humide continentale associant prairies et cultures ». *Fourrages* ; 193 : 51-63.
- [4] TOCQUEVILLE A., FOURRIÉ L., SARRAZIN B., DELVAL P., VALLOD D., BERNY P., GUERIN M. (2009) : « Traitements phytosanitaires sur les bassins versants et conséquences du transfert des substances actives dans l'écosystème étang sur la production de poissons et sa qualité » *Étude Itavi Acta Isara Vet-AgroSup*, Rapport de synthèse, 42 p.
- [5] DOUSSET S. BABUT M., ANDREUX F., SCHIAVON M. (2004) : « Alachlor and bentazon losses from subsurface drainage of two soil ». *Journal of Environmental Quality* ; 33 : 294-301.
- [6] LOUCHARD X., VOLTZ M., ANDRIEUX P., MOUSSA R. (2001) : « Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area ». *Journal of Environmental Quality* ; 30 : 982-991.

Remerciements

Étude réalisée dans le cadre du programme Phyt'Étang avec l'appui financier de l'enveloppe recherche Acta/Maapar/MNRT, ainsi que du CAS DAR.

Nous remercions P. Delval de l'Acta et P. Berny de l'ENVL pour leur expertise dans le cadre de ce programme. Nous remercions également, pour nous avoir donné accès aux sites, les exploitants agricoles et piscicoles ainsi que la Fondation P. Vérots.

- [7] AUROUSSEAU P., GASCUEL-ODOUX C., SQUIVIDANT H. (1998) : « Éléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides ». *Étude et gestion des sols* ; 5, vol. 3 : 143-156.
- [8] VALLOD D., WEZEL A., ROBIN J., BORNETTE G., ARTHAUD F., OERTLI B., *et al.* (2011) : « Caractérisation écologique des étangs de la Dombes. Mise au point d'une méthode d'évaluation applicable aux étangs ». *Étude agence de l'eau n° 2007, 1488*, Rapport technique final, 65 p.
- [9] AUBERTOT J.N., BARBIER J.M., CARPENTIER A., GRIL J.J., GUICHARD L., LUCAS P., *et al.*, eds (2005) : *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*. Rapport d'expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France), 2005, 64 p.
- [10] SARRAZIN B., VALLOD D. (2004) : *Pisciculture en Dombes et traitements phytosanitaires. Évolution des substances actives dans l'écosystème étang*. Rapport Isara-Lyon, 28 p.
- [11] KREUGER J., PETERSON M., LUNDGREN E. (1999) : « Agricultural inputs of pesticide residues to stream and pond sediments in a small catchment in Southern Sweden ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* ; Volume 62, N° 1 : 55-62.
- [12] AGRITOX - Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques : www.dive.afssa.fr/agritox/guides/guide-agritox.html

Résumé

B. SARRAZIN, A. TOCQUEVILLE, M. GUERIN, D. VALLOD

De la parcelle au poisson d'étang. Recherche de résidus de pesticides dans l'agroécosystème piscicole

L'agroécosystème piscicole de la Dombes (Ain) s'appuie sur une gestion intégrée et complémentaire des étangs piscicoles et des parcelles agricoles qui constituent leur bassin versant. La surface agricole du bassin versant et la connectivité des fossés aux étangs déterminent leur degré d'exposition aux pesticides épanchés sur les parcelles cultivées. Des situations d'étangs considérés comme peu exposés à très exposés au risque de transfert de pesticides ont fait l'objet d'un suivi. Les pratiques agricoles ont été

analysées et les pesticides employés ont été recensés. Le ruissellement, l'eau de l'étang, les sédiments, le foie et la chair de poissons ont été analysés pour rechercher la présence de résidus de substances actives. Les résultats confirment que le risque de transfert de pesticides vers la masse d'eau de l'étang est bien réel, voire important, sur les sites *a priori* les plus exposés. Toutefois, la contamination du poisson apparaît limitée, aucune molécule n'ayant été trouvée dans la chair des poissons analysés.

Abstract

B. SARRAZIN, A. TOCQUEVILLE, M. GUERIN, D. VALLOD**From agricultural plots to fishponds. Survey on pesticides in an aquaculture-agriculture system**

The wetland aquaculture-agriculture system of Dombes, France is based on the integrated management of its fishponds and agricultural plots. Surface runoff and subsurface flow connected to ditches allow drainage of the soil and contribute to fill the ponds. Pond exposure to pesticides is controlled both by land use and runoff contribution. A set of fishponds was selected according to their exposure to pesticides from cultivated areas.

Agricultural practices were analysed and the pesticides used were precisely identified. Runoff, pond water, pond sediment and carps were sampled and analysed for pesticide residues. Results indicate that non point source pollution affects exposed fishponds. In the most exposed locations, some small amounts of herbicide residues were detected in runoff, water and sediments of ponds and fish liver. However no traces were found in fish flesh.