



HAL
open science

Surveillance des produits phytosanitaires dans les eaux de surface : Interprétation des données

Christine Gauroy

► **To cite this version:**

Christine Gauroy. Surveillance des produits phytosanitaires dans les eaux de surface : Interprétation des données. [Rapport de recherche] irstea. 2009, pp.88. hal-02592833

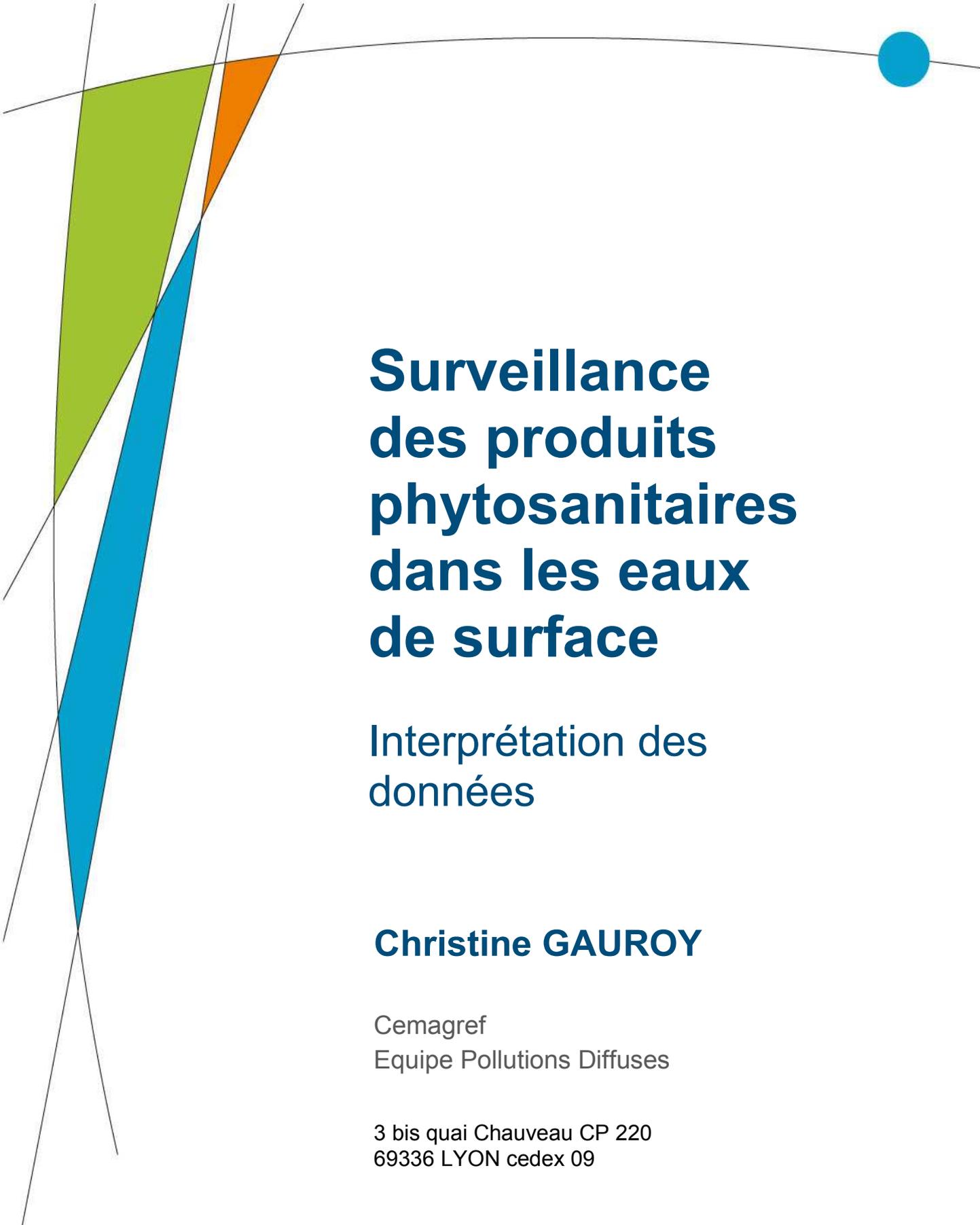
HAL Id: hal-02592833

<https://hal.inrae.fr/hal-02592833v1>

Submitted on 15 May 2020

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

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



Surveillance des produits phytosanitaires dans les eaux de surface

Interprétation des
données

Christine GAUROY

Cemagref
Equipe Pollutions Diffuses

3 bis quai Chauveau CP 220
69336 LYON cedex 09

Travail effectué dans le cadre d'une convention avec l'Onema - 2009

Sommaire

Sommaire	2
Liste des sigles utilisés	4
Introduction	5
1 Contexte et objectifs : Les analyses de pesticides dans les eaux de surface en France	6
1.1 Contexte : la surveillance de la qualité des eaux de surface	6
1.1.1 Les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine	6
1.1.2 Les réseaux de connaissance générale.....	6
1.1.3 Les réseaux de connaissance ciblée sur les produits phytosanitaires	7
1.1.4 Regroupement et interprétation des données	7
1.2 Objectifs	8
1.3 Données utilisées.....	9
1.3.1 Contenu de la base Sysiphe.....	9
1.3.2 Récupération des données	9
1.3.3 Limites des données	10
1.3.4 Nettoyage des données	11
2 Description et interprétation des contaminations observées	11
2.1 Modèle d'interprétation des données	11
2.2 Hétérogénéité spatiale et temporelle des données.....	13
2.3 Importance des détections	16
2.4 Interprétation en fonction des molécules à l'échelle nationale	17
2.4.1 Importance des contaminations en fonction du type de molécule.....	17
2.4.2 Importance des contaminations en fonction des autorisations de mise sur le marché	19
2.4.3 Importance des contaminations en fonction des propriétés des molécules	21
2.5 Interprétation par zone géographique.....	23
2.5.1 Principe.....	23
2.5.2 Descripteurs.....	26
2.5.3 Niveau de contamination par HER-1, toutes molécules confondues	34
2.5.4 Etude des résultats par HER-1 et par molécule.....	35
2.5.5 Comparaison des niveaux de contamination par HER-1 et par molécule.....	50
2.5.6 Test d'autres découpages	68
2.5.7 Limites.....	70
3 Interprétation à l'échelle régionale.....	70
3.1 Objectifs	70
3.2 Données à disposition.....	70
3.3 Résultats	72
3.3.1 Détections et débit.....	72

3.3.2	Evolution des détections.....	72
	Conclusion.....	75
	Bibliographie.....	76
	Annexes.....	77

Liste des sigles utilisés

ACP	Analyse en composantes principales
DDASS	Direction départementale des administrations sanitaires et sociales
Diren	Direction régionale de l'environnement
Draf-Srpv	Direction régionale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt, Service Régional de la Protection des Végétaux
DT50	Durée au bout de laquelle la moitié de la quantité initiale de substance a été dégradée
HCH	Hexachlorocyclohexane
HER	Hydro-écorégions
HER-1	Hydro-écorégions de niveau 1
Ifen	Institut français de l'environnement
Ineris	Institut National de l'EnviRonnement industriel et des rISques
Koc	Coefficient de partage carbone organique/eau
NQE	Normes de qualité environnementale
RNB	Réseau National de Bassin
SEQ-eau	Système d'évaluation de la qualité de l'eau
SIRIS	Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores pour les pesticides
SISE-Eaux	Système d'Information en Santé-Environnement sur les Eaux
SOeS	Service de l'observation et des statistiques du ministère de l'écologie
Sysiphe	Système de suivi et d'information sur les pesticides dans l'hydrosystème et l'environnement
UIPP	Union des industries de la protection des plantes

Introduction

L'intérêt croissant porté à l'écologie et à la nature, en plus de la prise de conscience des risques des pesticides pour l'environnement et pour la santé de l'homme, soulève des besoins de connaissance de l'état du milieu en général, ainsi que des impacts des produits phytosanitaires plus précisément. Pour l'eau, les différents rapports de l'Ifen répondent en partie à ces questions, et ont donc un certain impact médiatique, notamment le chiffre de 91 % des points de mesure des cours d'eau de France métropolitaine dans lesquels on a détecté un pesticide en 2005. Il subsiste des lacunes, notamment sur l'évolution de la contamination, et la caractérisation de la contamination de chaque molécule (importance, conditions dans laquelle elle a lieu...) pour éventuellement modifier les usages.

Une base de données contenant un nombre conséquent de mesures s'est constituée au fil du temps. Cependant, il y a de nombreux freins à son interprétation, notamment les différences des plans de surveillance entre molécules, régions, années... Ce travail vise donc à tester d'autres méthodes d'interprétation pour répondre à ces problématiques, notamment en regroupant les données par entités géographiques.

1 Contexte et objectifs : Les analyses de pesticides dans les eaux de surface en France

1.1 Contexte : la surveillance de la qualité des eaux de surface

La recherche de pesticides dans les eaux en France est assurée par plusieurs organismes réunis en réseaux ayant des objectifs, et donc des plans de surveillance, différents. On peut identifier ainsi trois types de réseaux de mesures.

1.1.1 Les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine

Les eaux brutes destinées à la consommation humaine sont contrôlées régulièrement, d'une part par les producteurs d'eau eux-mêmes, et d'autre part par les DDASS (Direction départementale des administrations sanitaires et sociales). La fréquence des analyses de pesticides à un point de prélèvement dépend de la taille de la population alimentée et est comprise entre plusieurs dizaines par an et une tous les 5 ans. Les résultats sont ensuite comparés aux normes de potabilité ou de potabilisation de l'eau.

Les données des DDASS sont collectées au niveau national par la direction générale de la santé et alimentent la base SISE-Eaux. [1]

1.1.2 Les réseaux de connaissance générale

Ces réseaux sont surtout gérés par les agences de l'eau. Avant 2007, la surveillance était organisée au niveau de chaque agence en Réseau National de Bassin (RNB) (dont la réunion au niveau national constitue le Réseau National des Données sur l'Eau) et réseaux complémentaires (de bassin, de département...). D'autres acteurs peuvent intervenir, comme les conseils généraux.

Fin 2006, ces réseaux ont été réorganisés pour répondre aux objectifs de la directive cadre sur l'eau. Les **réseaux de contrôle de surveillance** servent à établir un diagnostic représentatif de la qualité des cours d'eau français. Les stations de prélèvement qui les composent ne sont pas nécessairement les mêmes que celles des RNB. Les substances prioritaires sont à rechercher douze fois par an pour toutes les stations, les autres pesticides identifiés quatre fois par an pour 25 % des stations, et ce une année sur trois. Les **réseaux de contrôle opérationnel** suivent les masses d'eau dégradées ou en cours d'amélioration, et seulement pour les paramètres à l'origine du risque de non-atteinte du bon état de la masse d'eau en 2015. [2] Deux autres types de réseaux devraient être définis en 2009 pour les eaux de surface. Un **réseau de contrôle d'enquête** assurera le suivi de pollutions accidentelles ou de dégradations d'origine mal connue, dans le but d'en déterminer l'ampleur et l'incidence. Les **réseaux de contrôle additionnel** seront mis en place sur certaines zones protégées (captage d'eau potable en eau de surface fournissant plus de 100 m³ par jour, zones d'habitats et de protection d'espèces) lorsque les masses d'eau incluses dans ces zones risquent de ne pas répondre aux objectifs environnementaux. [3]

Jusqu'à 2006, les résultats étaient interprétés selon la grille SEQ-eau pour « l'altération » pesticides. Le principe est de définir des classes de qualité, qui décrivent l'aptitude de l'eau aux usages et à la biologie, puis de déterminer pour chaque prélèvement d'eau qui a été analysé la classe à laquelle il appartient. Pour cela, les concentrations les plus élevées qui ont été quantifiées dans le prélèvement, tous pesticides confondus, sont comparées à des seuils. La classe de qualité à laquelle appartient un site pour l'année considérée est la moins bonne qui a été atteinte par un prélèvement (avec cependant une règle statistique pour éliminer les extrêmes). Un nouveau système d'évaluation est en cours de définition, afin de répondre aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau. Cette évaluation doit comprendre une composante écologique déterminante qui dépend du type de la masse d'eau.[4] Les résultats d'analyses sont comparés aux NQE (Normes de qualité environnementale).

1.1.3 Les réseaux de connaissance ciblée sur les produits phytosanitaires

Sous l'impulsion des ministères chargés de l'agriculture et de l'environnement, des groupes de suivi et de lutte contre la pollution des eaux par les pesticides ont été mis en place au niveau régional. Ces groupes, animés par les Dren et/ou les Draf-Srpv, ont créé leur propre réseau de surveillance de la qualité des eaux. Certains conseils généraux ont également mis en place des réseaux similaires. Ces réseaux sont donc très spécifiquement orientés vers la surveillance des pesticides.

1.1.4 Regroupement et interprétation des données

Tous ces réseaux ayant des plans de surveillance différents, les niveaux de contamination identifiés sont susceptibles de différer d'un réseau à l'autre. Par exemple, les DDASS ne contrôlent que les lieux de prélèvement d'eau destinée à la consommation humaine. Or, quand l'eau est contaminée durablement, le prélèvement cesse, et donc les contrôles, ce qui fait baisser les statistiques de contaminations. A l'inverse, les réseaux surveillant particulièrement les pesticides réalisent souvent leurs analyses à des périodes et des endroits où une présence de pesticides est suspectée, ce qui augmente les niveaux de contamination mesurés.

Tableau 1: Caractéristiques des différents réseaux de surveillance (RNES : réseau national des eaux souterraines) [5]

	Réseaux nationaux de connaissance générale	Réseaux d'usage « eau potable »	Réseaux phytosanitaires
Emplacement des points d'observation	Principalement sur les grandes rivières et sur l'ensemble des grands aquifères. Beaucoup de points du RNES sont des captages destinés à l'alimentation en eau potable, ce qui biaise l'échantillon	Captages où sont prélevées les eaux brutes destinées à la consommation après traitement de potabilisation. Les captages fortement contaminés sont exclus des sources d'approvisionnement et par conséquent de l'échantillon	Généralement situés en aval des bassins versants dans des nappes où la contamination est susceptible d'être importante compte tenu de la pression polluante et de la vulnérabilité des milieux
Source de données	Agences de l'Eau (RNB, RNES) et certains conseils généraux	a) Contrôle sanitaire (Ddass) b) Autocontrôles des producteurs d'eau (Veolia eau, Lyonnaise des eaux)	Groupes régionaux phytosanitaires (Diren, Draf-SRPV) et certains conseils généraux
Fréquence de prélèvement 2005	Eau de surface : de 1 à 24 prélèvements par station par an Eau souterraine : de 1 à 5 prélèvements par station par an	La fréquence dépend de la population desservie par le captage échantillonné et est augmentée en cas de contamination des ressources a) Eau de surface : de 1 à 16 prélèvements par station/an Eau souterraine : de 1 à 26 prélèvements par station/an b) Eau de surface : de 1 à 91 prélèvements par station/an Eau souterraine : de 1 à 38 prélèvements par station/an	La fréquence est resserrée autour des périodes d'application des produits. Eau de surface : de 1 à 29 prélèvements par station/an Eau souterraine : de 1 à 11 prélèvements par station/an
Nombre de stations 2005	840 pour les eaux de surface et 1 213 pour les eaux souterraines	a) 910 pour les eaux de surface et 7 986 pour les eaux souterraines b) 300 pour les eaux de surface et 1 123 pour les eaux souterraines	1 105 pour les eaux de surface et 317 pour les eaux souterraines
Nombre d'analyses 2005	1 032 172 pour les eaux de surface et 409 869 pour les eaux souterraines	a) 187 337 pour les eaux de surface et 502 867 pour les eaux souterraines b) 65 090 pour les eaux de surface et 89 226 pour les eaux souterraines	416 110 pour les eaux de surface et 136 690 pour les eaux souterraines

Source : agences de l'Eau - Conseils généraux – Diren - Draf-SRPV – Ddass - Producteurs d'eau – Traitements Ifen.

Toutes ces données étaient collectées par l'Ifen (Institut français de l'environnement), avant sa dissolution, dans la base Sysyph (Système de suivi et d'information sur les pesticides dans l'hydrosystème et l'environnement). A présent, cette mission est assurée par le SOeS (Service de l'observation et des statistiques) du ministère de l'écologie.

De 1997 à 2006, l'Ifen a produit des rapports annuels sur les pesticides dans les eaux. La principale méthode d'interprétation utilisée est le SEQ-eau, ainsi que l'établissement d'une liste des molécules qui déclassent le plus de points, et une liste des plus détectées sur la base des taux de quantifications.

1.2 Objectifs

Le premier objectif de cette étude est de tester une interprétation plus approfondie des données. Ceci permettrait notamment d'estimer plus précisément la contamination des eaux de surface par les pesticides, donc l'exposition et les risques potentiels pour les organismes. Un autre intérêt serait de pouvoir comparer les niveaux de contamination entre régions, molécules, période de temps...

Après avoir identifié les niveaux de contamination, l'objectif est d'identifier les facteurs déterminants de cette contamination, pour à terme identifier les voies les plus efficaces pour la réduire.

Enfin, cette étude cherche éventuellement à proposer des pistes d'amélioration du plan de surveillance pour avoir un meilleur rapport informations/coûts.

Nous avons d'abord testé des méthodes d'interprétation au niveau national, puis au niveau régional.

1.3 Données utilisées

1.3.1 Contenu de la base Sysiphe

La base Sysiphe contient les analyses de pesticides dans les eaux de surface et les eaux souterraines depuis 1997 (support eau, fraction eau brute). Ces analyses proviennent des différents réseaux cités précédemment. Une analyse correspond à une molécule recherchée dans un prélèvement d'eau.

Chaque analyse est décrite par les attributs suivants :

- Type (eaux souterraines ou eaux de surface)
- Date du prélèvement
- Station de prélèvement :
 - Code Sandre (code constitué de huit chiffres dont les deux premiers désignent l'agence de l'eau concernée)
 - Nom
 - Zone hydrographique
 - Code de la commune
 - Nom de la rivière
 - Coordonnées X et Y en Lambert II étendu
 - Code et libellé de l'aquifère
- Organisme ayant réalisé le prélèvement (« intervenant »)
- Réseau
- Code du paramètre analysé (substance active pesticide ou métabolite)
- Résultat : 3 cas identifiés par un « code remarque »
 - Si le paramètre n'a pas été détecté, la concentration indiquée est celle du seuil de détection
 - Si le paramètre a été détecté mais à une concentration trop faible pour être quantifiée, le résultat indiqué est la valeur du seuil de quantification
 - Si le paramètre a pu être quantifié, le résultat est la concentration mesurée

1.3.2 Récupération des données

L'Ifen a transmis en partie le contenu de la base Sysiphe à l'UIPP (Union des industries de la protection des plantes) à la demande de cette dernière, pour les années 1997 à 2006. Les informations transmises ne comprennent pas l'intervenant, ni le réseau, ni les coordonnées des stations. Les analyses réalisées par les DDASS ne semblent pas être incluses en 2005 et 2006. L'UIPP a ensuite demandé à un bureau d'études de restructurer cette base (séparation des informations redondantes en différentes tables, identifications des doublons, localisation des stations).[6]

L'UIPP nous a transmis sa base. Nous avons par ailleurs demandé directement au SOeS l'accès à cette base. La base transmise directement par le SOeS comprend toutes les informations, mais par contre elle ne contient pas les analyses réalisées par les DDASS, pour lesquelles il aurait fallu une convention supplémentaire que nous avons demandée sans avoir de réponse. Au total, cette base contient plus de 8 millions d'analyses en eaux de surface.

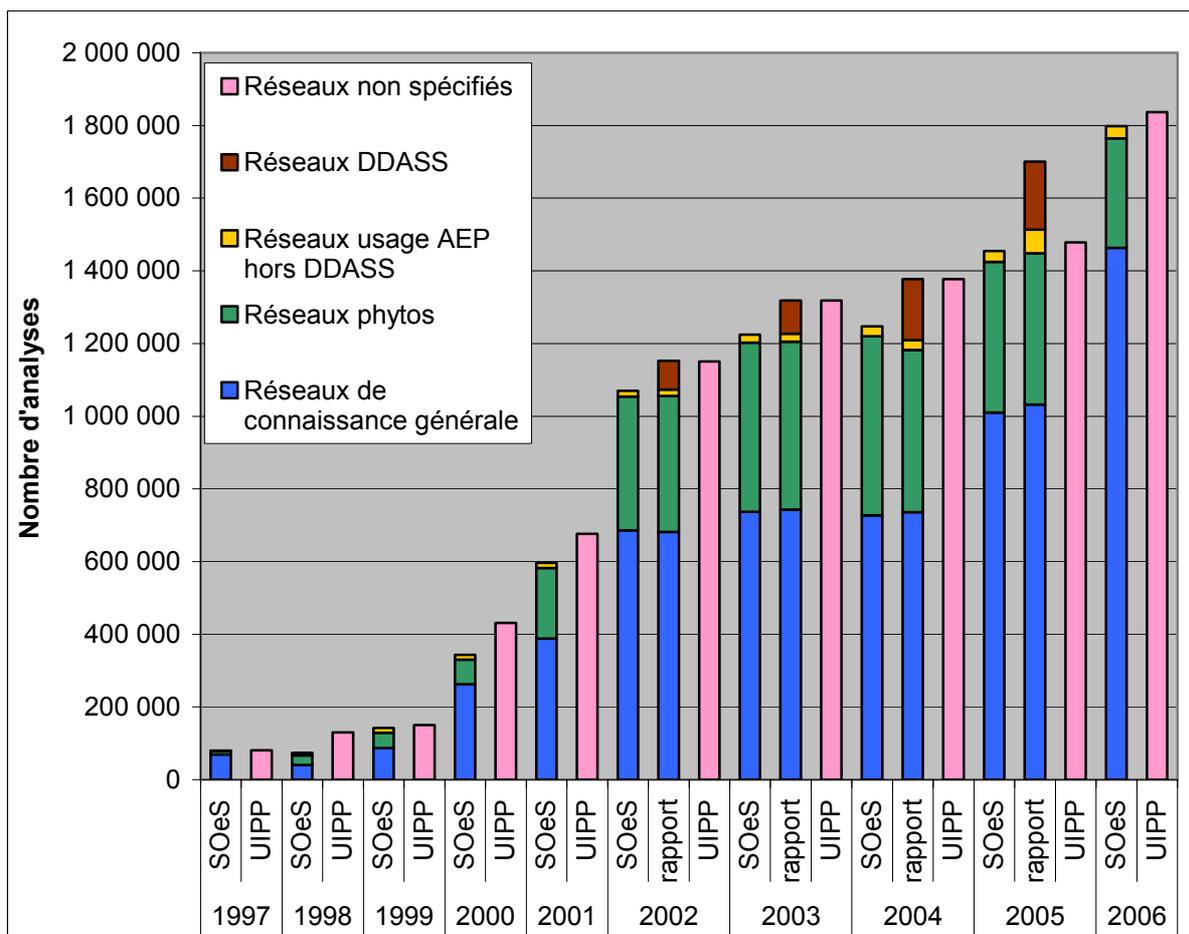


Figure 1 : Nombre d'analyses contenues dans les bases de données transmises par le SoeS (« SOeS »), transmise à l'UIPP (« UIPP ») et nombre d'analyses indiqués dans les rapports annuels de l'Ifen (« rapport »)

En 2005 et 2006, les bases de données transmises par l'UIPP et par le SOeS devraient contenir les mêmes analyses. Interrogé, le SOeS explique ces différences par une révision de la liste des molécules considérées comme pesticides entre la transmission des deux bases.

Par contre, les différences entre le rapport de l'Ifen et la base transmise par le SOeS pour l'année 2004 restent inexplicables, de même que celle entre le rapport de l'Ifen et la base transmise à l'UIPP pour l'année 2005.

1.3.3 Limites des données

Certaines informations sont incomplètes et parfois incohérentes. Une analyse devrait être identifiée par la date, le code de la station du prélèvement et le paramètre analysé. Or, ce n'est pas toujours le cas, des analyses ayant la même description mais présentant des résultats différents (0,1 % des analyses). De même, une station devrait être clairement identifiée par son code, alors que, dans la base, des stations ont le même code mais pas la même description (par exemple, 10 % des codes correspondent à plusieurs jeux de coordonnées), ou à l'inverse la même description mais pas le même code. (cf. Annexe 1) La moitié seulement des codes répond aux règles du référentiel du Sandre. Par exemple, certaines analyses ont un code station qui correspond au code de la commune suivi de l'année. Impossible alors d'identifier clairement la station. Enfin, un tiers des stations n'ont pas de coordonnées. (exemples en Annexe 2)

1.3.4 Nettoyage des données

Nous avons utilisé la base de données qui nous a été transmise directement par le SoeS afin de bénéficier des informations sur l'intervenant et le réseau, ainsi que des coordonnées des stations.

Pour l'interprétation, nous avons pris en compte le code de la station mais aussi les coordonnées associées à l'analyse, pour ne pas avoir à choisir un jeu de coordonnées parmi plusieurs quand un même code de station correspondait à plusieurs jeux de coordonnées. Dans les cas des analyses sans coordonnées, ce sont les coordonnées d'une autre analyse avec le même code station qui ont été utilisées, ou à défaut les coordonnées du centroïde de la commune. Pour quelques analyses, aucune coordonnée n'a pu leur être assignée par défaut de la commune (4340 analyses hors DOM-TOM). (cf. Annexe 1)

Quelques analyses ont été retirées et archivées (7921 analyses). Il s'agit d'analyses présentes jusqu'à 9 fois dans la base (mêmes date, code station, paramètre, résultat, réseau et intervenant) et qui correspondent à deux stations apparemment situées en Guyane.

Certains paramètres, qui correspondent à une somme de plusieurs molécules et qui sont redondants par rapport à d'autres (exemple : « triazines ») ont également été retirés. La liste des 478 paramètres conservés et le nombre d'analyses associées se trouve en Annexe 3.

Au final, la base exploitée comporte 7.950.805 analyses de 1997 à 2006.

Elle comporte encore des limites dues aux imprécisions sur les stations (plusieurs jeux de coordonnées pour un même code, plusieurs codes pour une même station, des stations sans coordonnées). Ainsi, le calcul de statistiques par station est à éviter.

De plus, certaines imprécisions ou doutes sur les analyses (analyses avec la même description mais pas le même résultat, par exemple), n'ont pu être levés. Pour certaines des valeurs les plus élevées (de l'ordre du milligramme par litre), nous avons vérifié que ces données étaient présentes dans les bases de données des agences de l'eau, ou les publications des autres organismes producteurs de données, ce qui est le cas. Aucune de ces données n'a été retirée, faute de pouvoir trancher si elles sont le résultat d'erreurs ou si ce sont les vraies valeurs mesurées.

2 Description et interprétation des contaminations observées

2.1 Modèle d'interprétation des données

La quantité de molécules pesticides présente dans l'eau dépend de la quantité de molécules apportées lors de l'application et de leur dispersion dans l'environnement. La quantité apportée dépend du produit (mode d'action, autorisation de mise sur le marché AMM) et du couvert végétal. La dispersion dépend principalement du couvert végétal, des caractéristiques du sol, du fonctionnement hydrologique, et donc des substrats géologiques et des conditions climatiques pendant et après l'application, ainsi que des propriétés des molécules. [7]

Nous avons donc cherché à interpréter les données selon ces facteurs (cf. Figure 2).

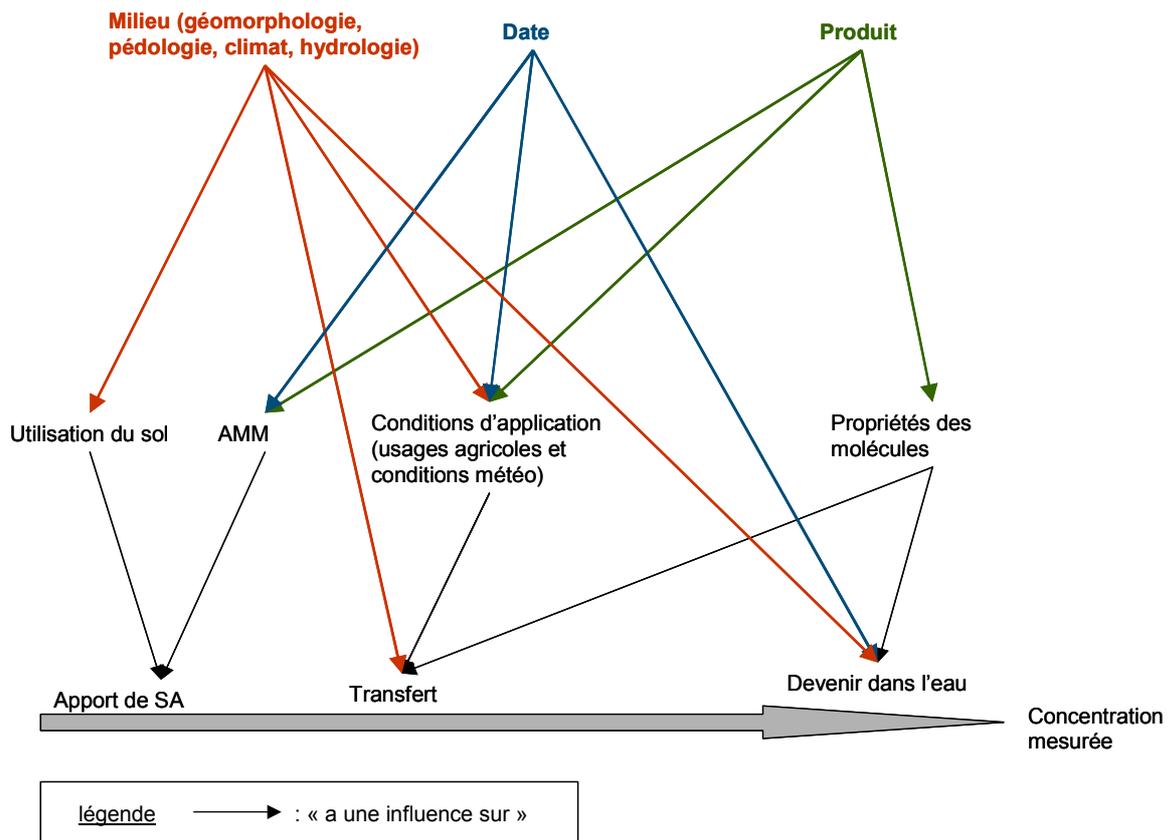


Figure 2 : Facteurs influençant la contamination de l'eau par les produits phytosanitaires

Une des difficultés pour interpréter les résultats en fonction du milieu, de la date de l'analyse et de la molécule concernée est que le nombre de données disponibles varie considérablement en fonction de ces facteurs.

2.2 Hétérogénéité spatiale et temporelle des données

- La répartition par molécule

Alors que 13 % des molécules ont fait l'objet de moins de 10.000 analyses, il y en a eu plus de 70.000 pour l'atrazine.

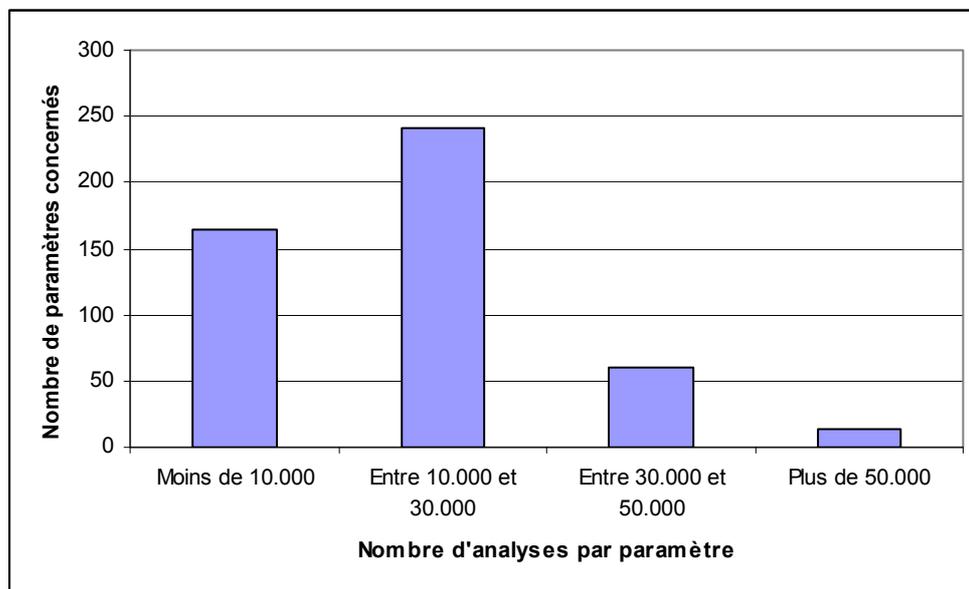


Figure 3 : Répartition des paramètres selon le nombre d'analyses réalisées

La présence d'une molécule dans les eaux de surface est donc décrite plus ou moins précisément, donc les statistiques sur les molécules ont plus ou moins de signification.

▪ La répartition spatiale :

De même, le nombre d'analyses par commune varie de quelques-unes à plusieurs dizaines de milliers. De plus, elles ne sont pas réparties de façon homogène sur le territoire. A l'inverse du Sud-Ouest et des Alpes, la Bretagne, les Pays de la Loire, l'Ile-de-France et les vallées de la Saône et du Rhône sont les régions où les analyses sont les plus denses.

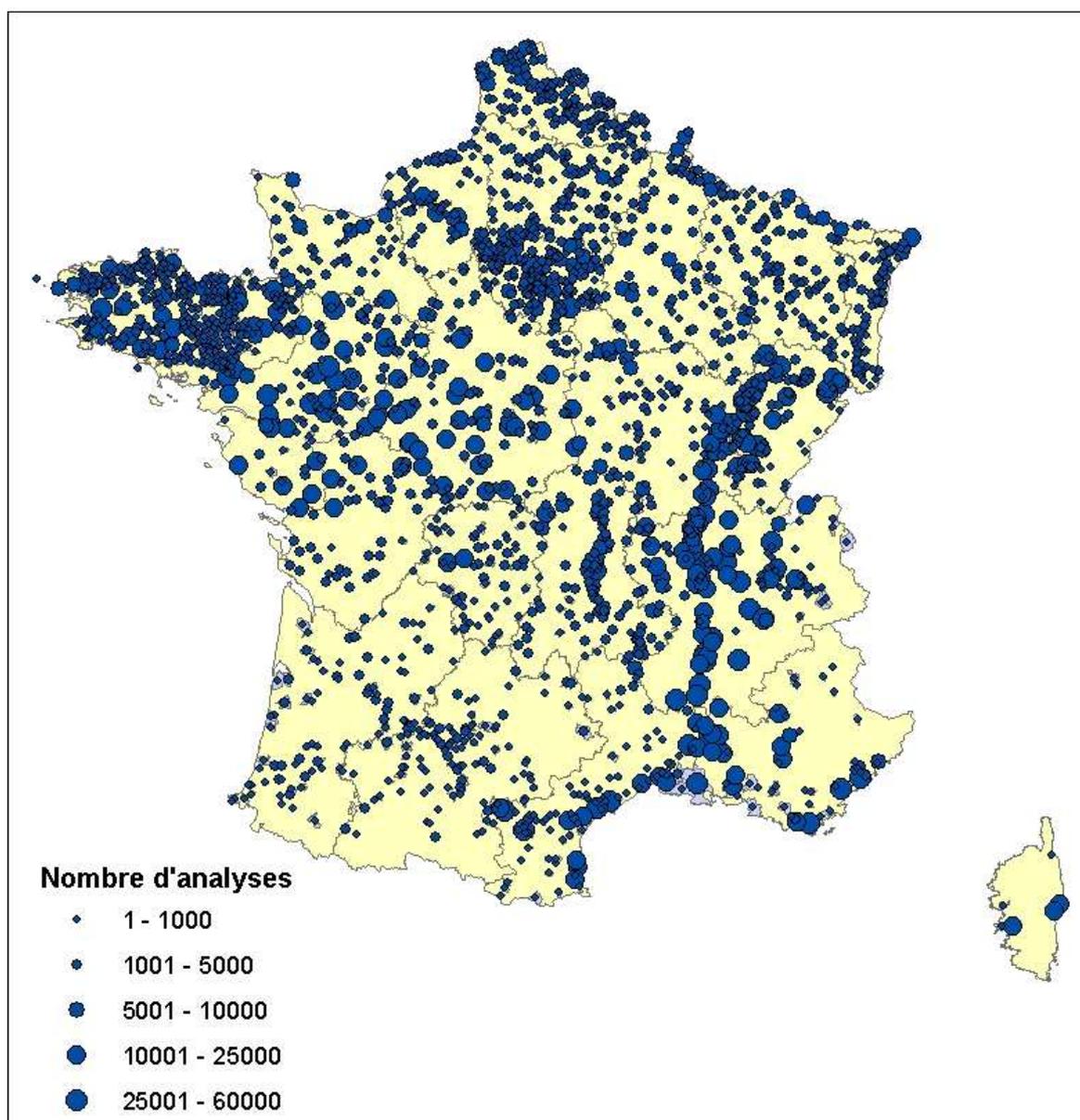


Figure 4 : Nombre d'analyses par commune, de 1997 à 2006, tous paramètres confondus

La carte du nombre d'analyses par commune pour la base de données transmise par l'UIPP est en Annexe 4).

- La répartition temporelle :

Le nombre d'analyses réalisées ne cesse d'augmenter (cf Figure 1). Par contre, ce sont pas nécessairement les mêmes lieux de prélèvement d'une année sur l'autre.

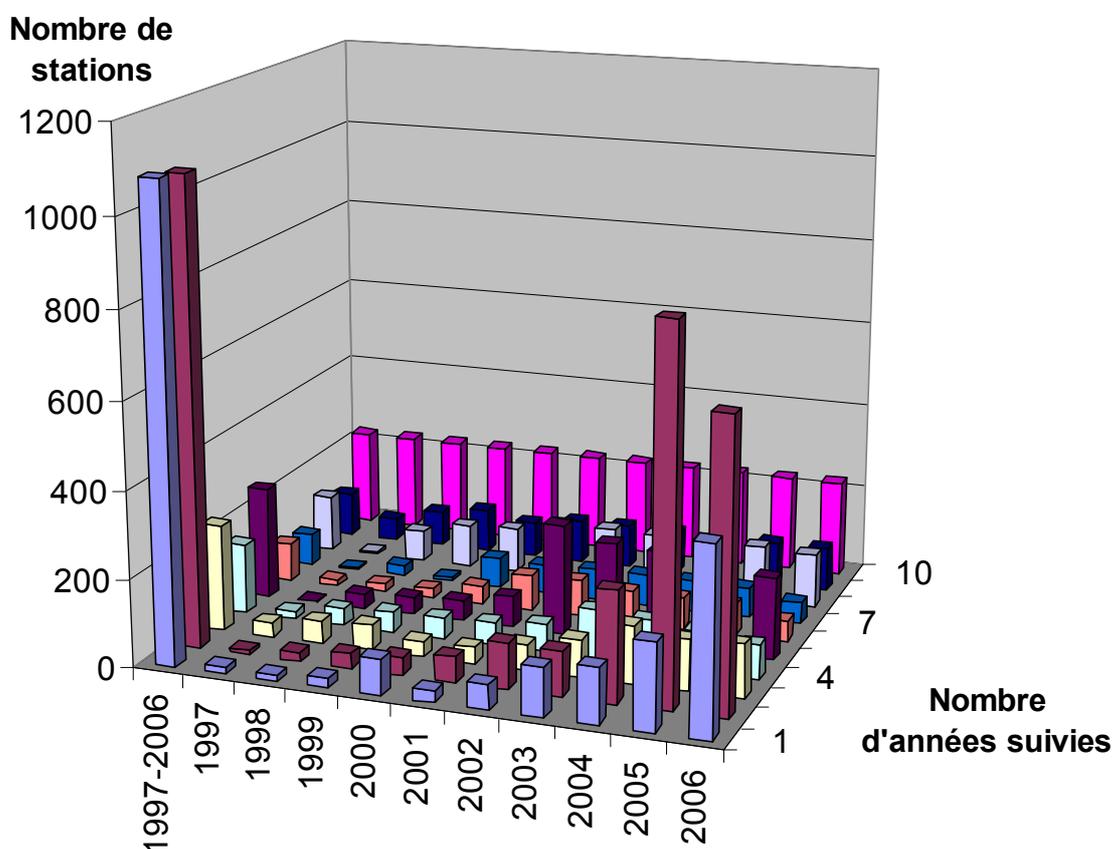


Figure 5 : Nombre d'années pendant lesquelles les stations ont été suivies, et répartition selon les années des stations en fonction du nombre d'années pendant lesquelles elles ont été suivies

38 % seulement des stations ont connues des analyses plus de deux ans, et 31 % en ont connues une seule année. Cependant, ce chiffre est peut-être surestimé car il se base sur le code des stations, et nous avons vu que certains de ces codes étaient constitués de la commune suivie de l'année de l'analyse, ce qui ne permet pas de savoir si des analyses ont été faites au même endroit les autres années. Il apparaît qu'en 2006 un certain nombre de stations qui avaient déjà fait l'objet d'analyses n'ont pas été suivies (cf. les stations suivies 2 ou 7 ans), alors que de nouvelles sont apparues. De plus, ces chiffres ne tiennent pas compte des paramètres qui sont analysés, et qui ne sont pas nécessairement identiques d'une année à l'autre.

Cette variation des lieux de prélèvement va être amplifiée par la réorganisation des réseaux de connaissance générale de la qualité de l'eau fin 2006 (abandon de sites de prélèvement des RNB, et dans un même temps création de nouveaux sites).

2.3 Importance des détections

Globalement, la proportion d'analyses avec une quantification de la présence du paramètre est très faible, et les détections sans quantification sont très marginales et concernent, par essence, des concentrations très faibles (puisque ce sont des concentrations trop faibles pour être quantifiées).

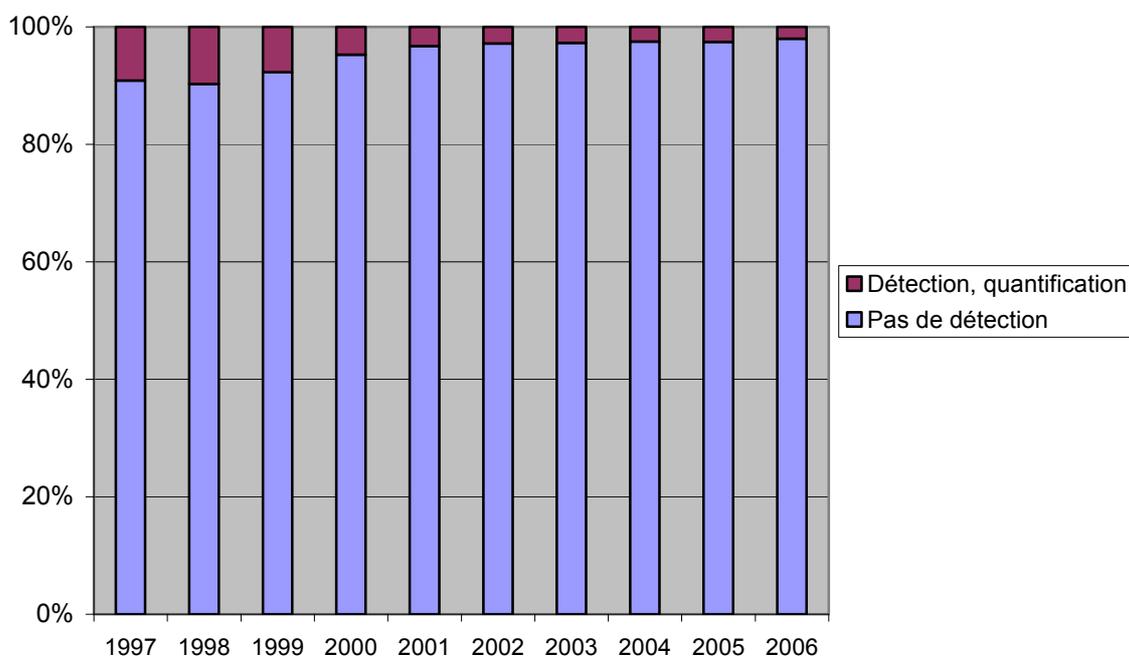


Figure 6 : Répartition des analyses selon leur résultat, par année, toutes molécules confondues

Ce taux est très variable selon les molécules. 20 molécules totalisent 12 % des analyses mais 82 % des quantifications. Cette répartition évolue. Jusqu'en 2001, les triazines et leurs métabolites (dont l'atrazine, la simazine et la terbuthylazine) constituaient plus de 57 % des quantifications, contre 20 % en 2006 (Figure 7).

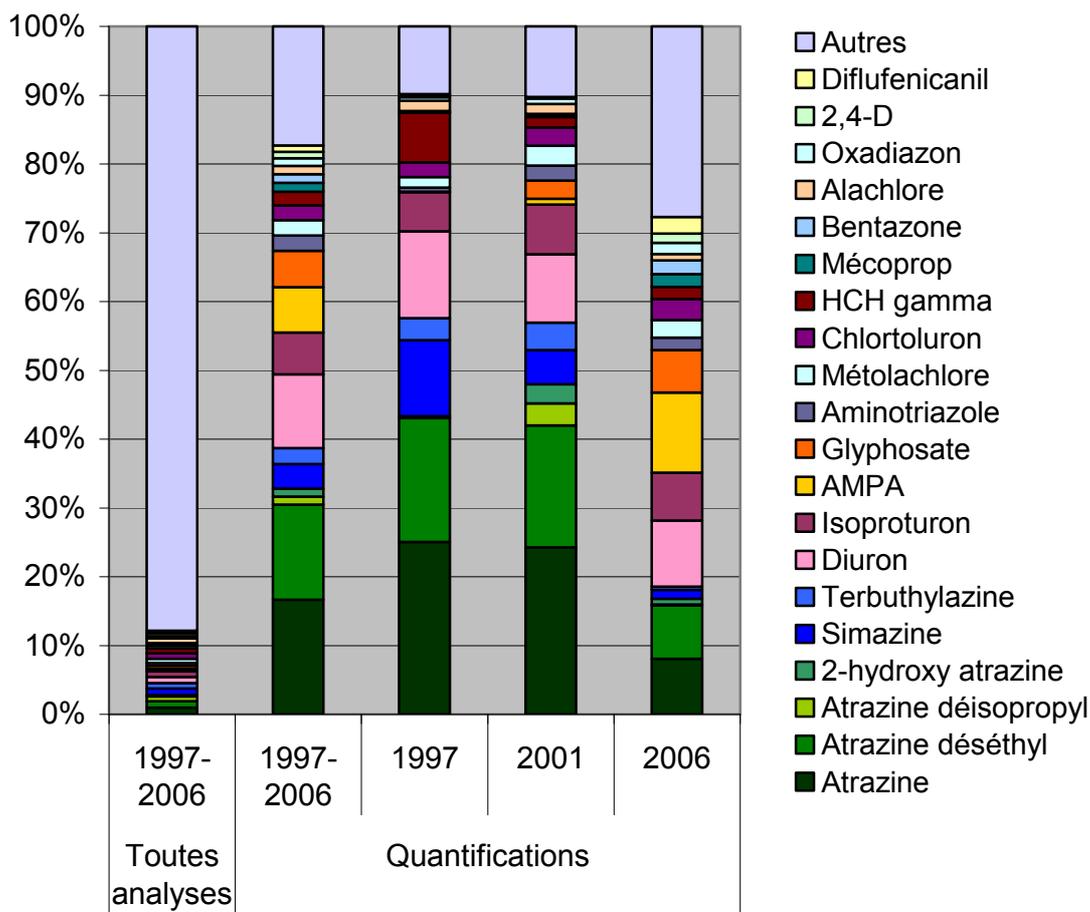


Figure 7 : Répartition du nombre d'analyses et de quantifications en fonction des molécules

2.4 Interprétation en fonction des molécules à l'échelle nationale

2.4.1 Importance des contaminations en fonction du type de molécule

Un peu plus de 40 % des analyses concernent des molécules herbicides (ou des métabolites de ces molécules) contre plus de 90 % des quantifications. A l'inverse, les insecticides et les acaricides, exceptés les isomères d'hexachlorocyclohexane (HCH), représentent plus de 30 % des analyses mais seulement quelques pourcents des quantifications.

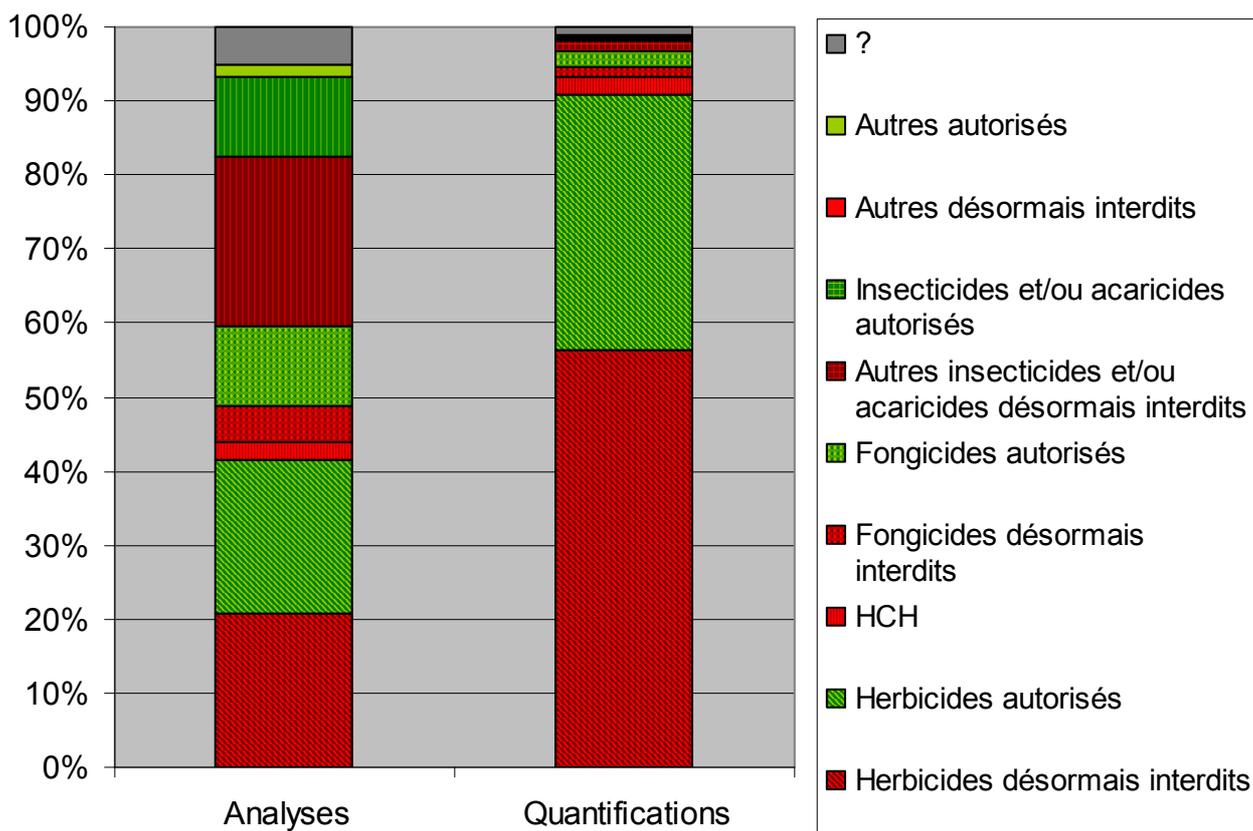


Figure 8 : Répartition des analyses en fonction de l'usage actuel en France des molécules (janvier 2009), d'après la base e-phy [8]

Les isomères d'hexachlorocyclohexane sont le lindane et ses isomères (le lindane est l'isomère gamma). Ils ont un taux de quantifications important, mais ce ne sont quasiment que des concentrations inférieures à 0,05 µg/L. Ces molécules sont connues et recherchées dans l'environnement depuis longtemps, donc des tests très précis ont été développés. (Figure 9)

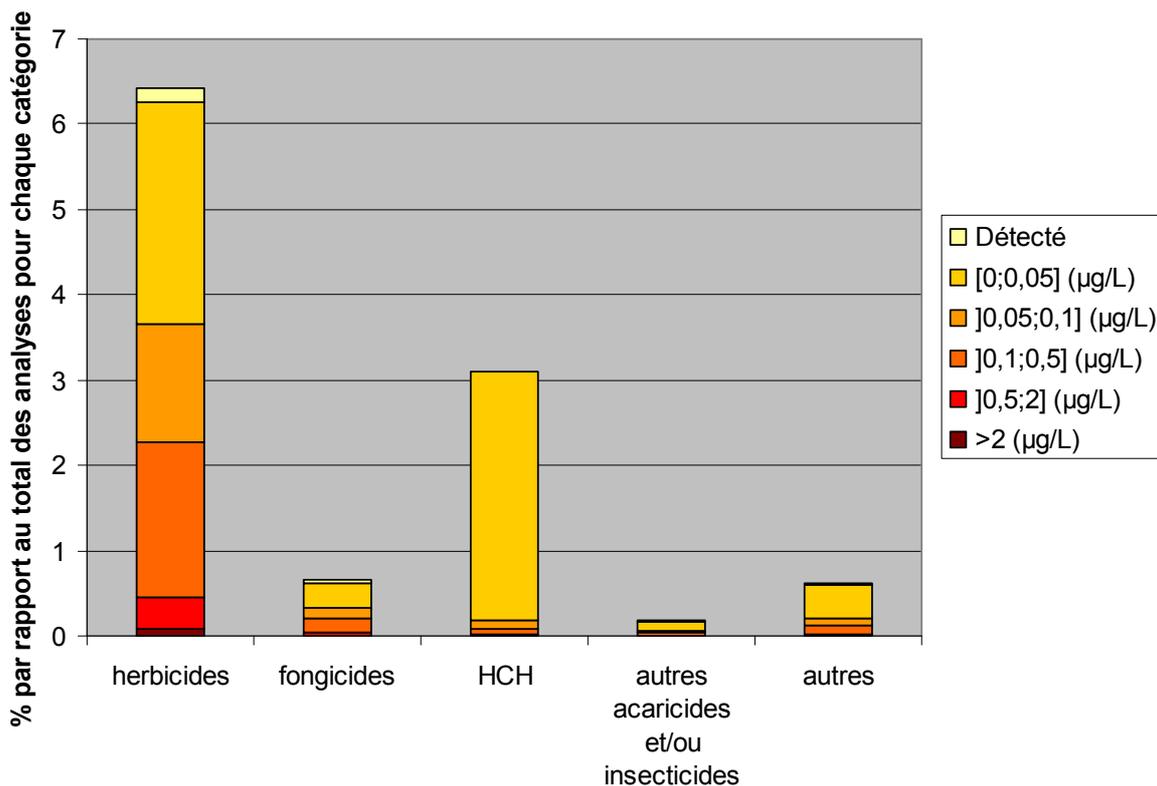


Figure 9 : Répartition des analyses en fonction de leur résultat, par type de molécule

2.4.2 Importance des contaminations en fonction des autorisations de mise sur le marché

Les molécules maintenant interdites (substances actives ou métabolites) ont un taux de quantifications plus élevé, mais un taux de concentrations supérieures à 0,1 µg/L moins élevé, que les molécules autorisées, c'est-à-dire plus de quantifications mais avec des concentrations moins élevées.

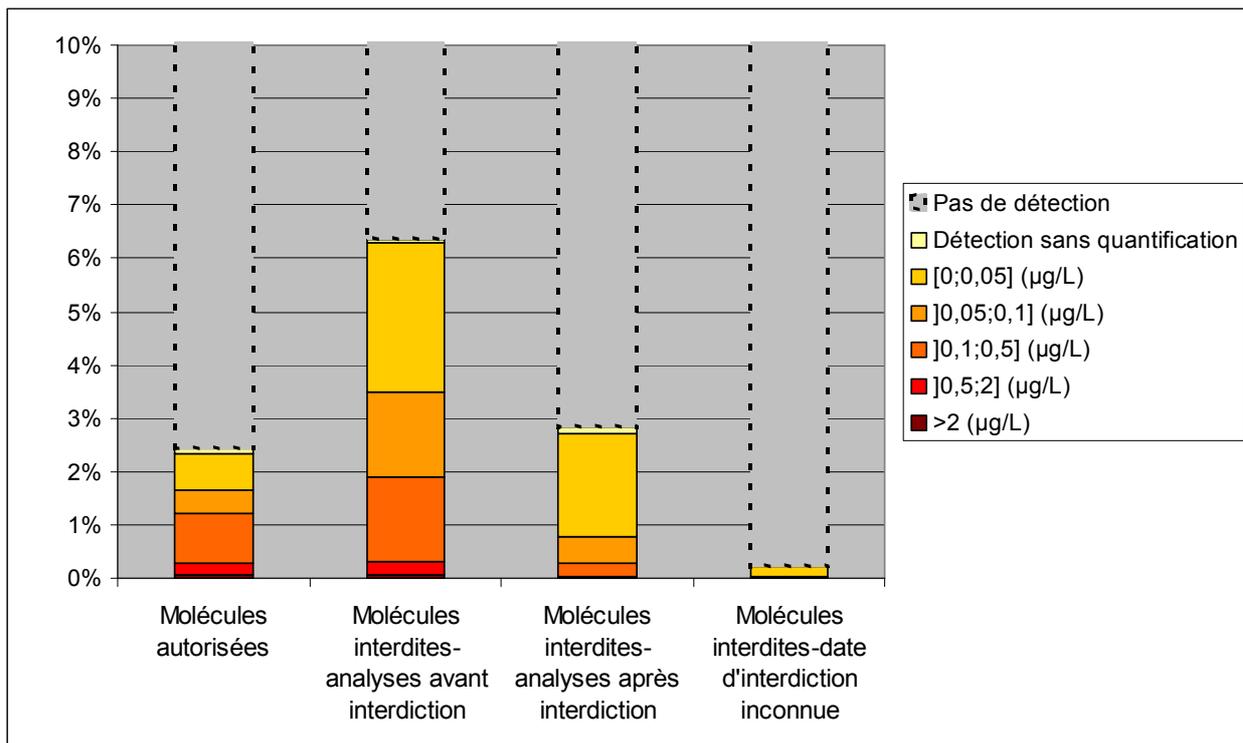


Figure 10 : Répartition des analyses en fonction de leur résultat, selon que les molécules sont autorisées ou non

La diminution des contaminations observées est très nette pour certaines molécules comme le norflurazon, pour lequel les concentrations élevées ont quasiment disparu après l'interdiction d'utilisation. (Figure 11)

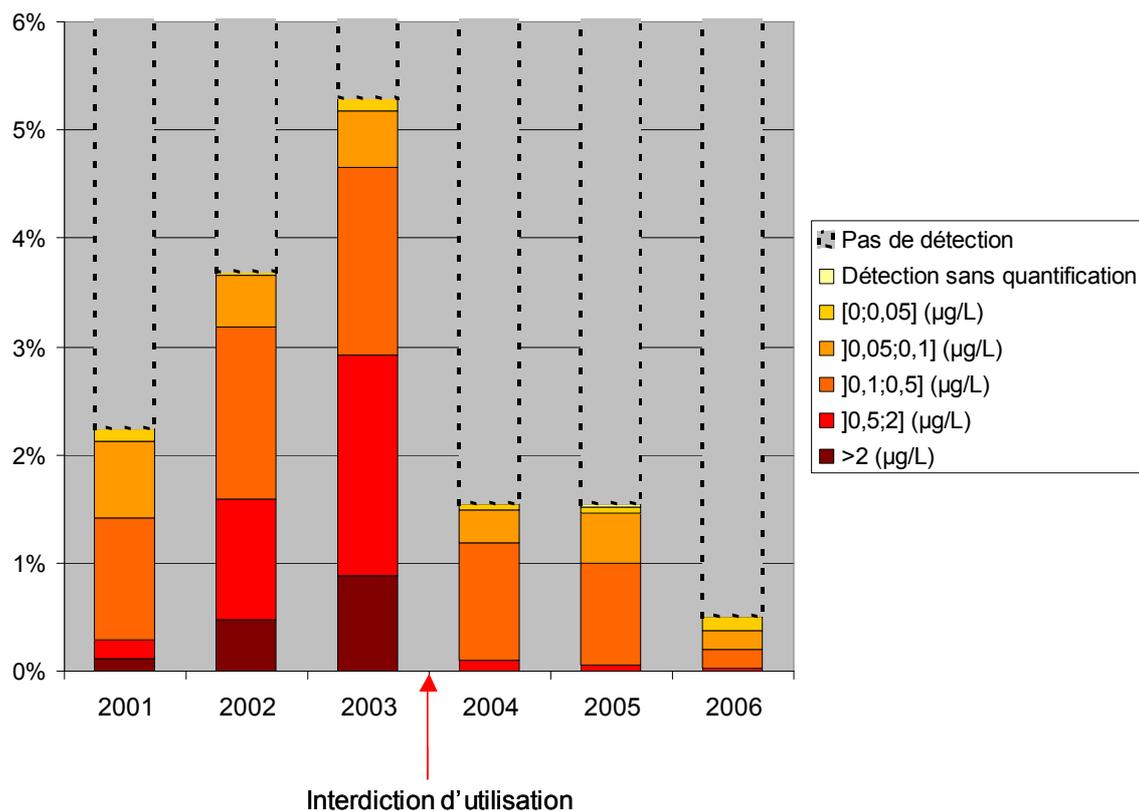


Figure 11 : Répartition des analyses de norflurazon en fonction de leur résultat, par année

2.4.3 Importance des contaminations en fonction des propriétés des molécules

Les propriétés des molécules proviennent de la base SIRIS-Pesticides 2006, mise à notre disposition par l'Ineris.[8] Ont été utilisés en particulier la demi-vie dans le sol (DT50, en jours) et le coefficient de partage carbone organique/eau (Koc, en $L.kg^{-1}$). A partir de ces données, l'indice GUS¹ a été calculé. Il permet d'estimer le potentiel de mouvement d'une substance dans le sol, notamment sous l'effet du ruissellement.

Une étude du pourcentage de concentrations quantifiées supérieures à $0,1\mu g/L$ par rapport à l'indice GUS n'a pas permis de mettre en évidence une relation entre les deux. (Figure 12)

¹ Indice de Gustafson, ou indice empirique GUS (Groundwater Ubiquity Score) :
 $GUS = \log(DT50) (4 - \log(Koc))$

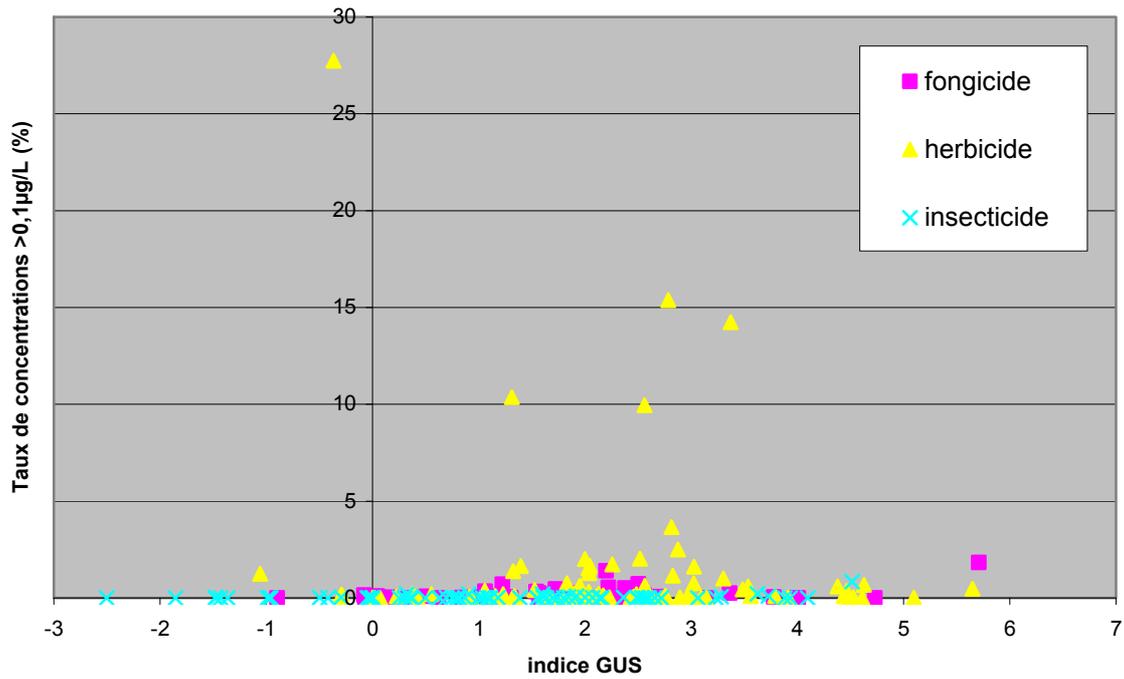


Figure 12 : Pourcentage de concentrations quantifiées supérieures à 0,1 µg/L, par molécule, par rapport à l'indice GUS

Cependant, on peut supposer que ce facteur n'est pas déterminant seul mais en interaction avec d'autres, comme la quantité de substance active épanchée.

2.5 Interprétation par zone géographique

2.5.1 Principe

Etant donné le faible nombre de données disponibles pour certaines stations, il semble intéressant d'interpréter les données en regroupant les stations dans des entités géographiques homogènes. De plus, cela permettrait de s'affranchir des imprécisions sur l'identification des stations (par exemple, si deux analyses ont un code station différent l'un de l'autre, et qu'il semble que ces deux codes désignent la même station, elles seront affectées à la même entité géographique sans qu'il faille décider si c'est bien la même station).

Nous avons vu que la géomorphologie, le climat, la pédologie et l'hydrologie du milieu sont susceptibles d'influencer la contamination des eaux de surface par les pesticides. Les entités géographiques choisies pour regrouper les stations doivent donc être homogènes selon ces facteurs.

Les hydro-écorégions (HER) répondent en partie à ce critère. En effet, elles ont été définies selon des critères géologiques (nature des roches), de relief (altitude, pente), d'hydrographie (structure et organisation du réseau) et de climat (régime des précipitations et températures maximales, interprétées par rapport à la végétation naturelle). L'objectif était une typologie des milieux aquatiques et des peuplements associés. Elles sont constituées de deux niveaux hiérarchiques. « le niveau 1 (HER-1) correspond aux grandes structures géophysiques et climatiques » (22 entités), et « le niveau 2 (HER-2) correspond à des variations régionales à l'intérieur de ces types, ou dans certains cas à des 'exceptions typologiques' dans des ensembles par ailleurs beaucoup plus homogènes » (109 entités).[9]

Par contre, les HER ne tiennent pas directement compte de la répartition spatiale des cultures ni de la pédologie. Cependant, la répartition des cultures est fortement dépendante des caractéristiques du milieu, et elle devrait donc être plus ou moins cohérente avec les HER. Pour le vérifier, une carte de l'Orientation technico-économique des exploitations (Otex)² par commune, à partir du recensement général agricole de 2000, a été comparée aux HER. Bien que les Otex ne soient pas directement construits à partir des surfaces des différentes cultures, elles donnent une idée de l'importance de ces cultures. On constate effectivement que l'orientation agricole est liée aux HER. (Figure 14)

² « La part relative des marges brutes standard (MBS) des différentes productions dans la MBS totale de l'exploitation permet de classer chaque exploitation dans une Otex en fonction de sa spécialisation ». L'orientation agricole d'une commune est ensuite définie comme « la part la plus importante d'une Otex déterminée à partir de la somme des Otex des exploitations de la commune considérée ».[16]



Figure 13 : Carte des hydro-écorégions de premier niveau (HER-1)

1	Pyrénées	12	Armoricaïn
2	Alpes internes	13	Landes
3	Massif central	14	Coteaux aquitains
4	Vosges	15	Plaine de la Saône
5	Jura, Préalpes Nord	16	Corse
6	Méditerranéen	17	Dépressions sédimentaires
7	Préalpes du Sud	18	Alsace
8	Cévennes	19	Grands Causses
9	Tables calcaires	20	Dépôts argilo-sableux
10	Côtes calcaires Est	21	Massif Central Nord
11	Causses aquitains	22	Ardennes

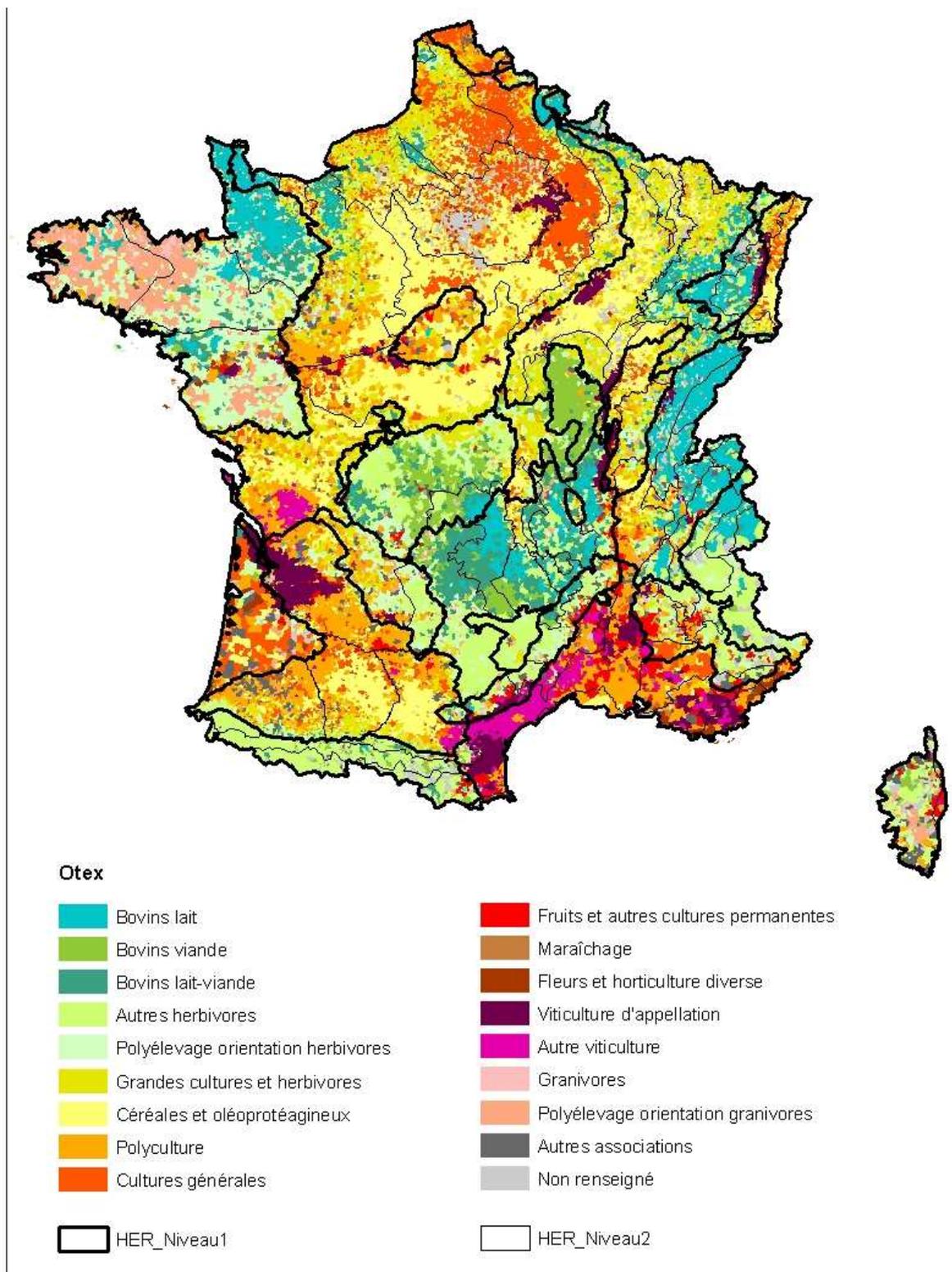


Figure 14 : Carte des orientations technico-économiques des communes

Un autre découpage envisagé, pour permettre de mieux tenir compte de l'occupation du sol, est celui des régions agricoles (411 entités) ou des petites régions agricoles (713 entités). C'est un découpage datant de 1946 mettant en évidence des zones agricoles homogènes [10]. Cependant, il n'a pas été retenu car les entités étant plus petites, le nombre d'analyse par entité est insuffisant. De plus, l'intensification et l'artificialisation de l'agriculture ont permis une déconnexion partielle entre les cultures et le milieu, ce qui limite la pertinence d'un tel découpage. (Annexe 5)

2.5.2 Descripteurs

Une difficulté pour décrire de façon pertinente les données réside dans le traitement des seuils d'analyse (quantification et détection). En effet, ces seuils sont variables d'une molécule à l'autre, d'un laboratoire à l'autre, et ont tendance à diminuer au cours du temps. Par exemple, dans le cas de l'isoproturon dans l'HER-1 armoricaine, à une même date, l'isoproturon a été quantifié à une concentration de 0,01 µg/L dans certains prélèvements, alors que pour d'autres analyses le seuil de quantification était de 0,1 µg/L (Figure 15). L'interprétation des données ne peut donc pas se faire simplement en utilisant de manière indifférenciée les concentrations mesurées ou les valeurs des seuils.

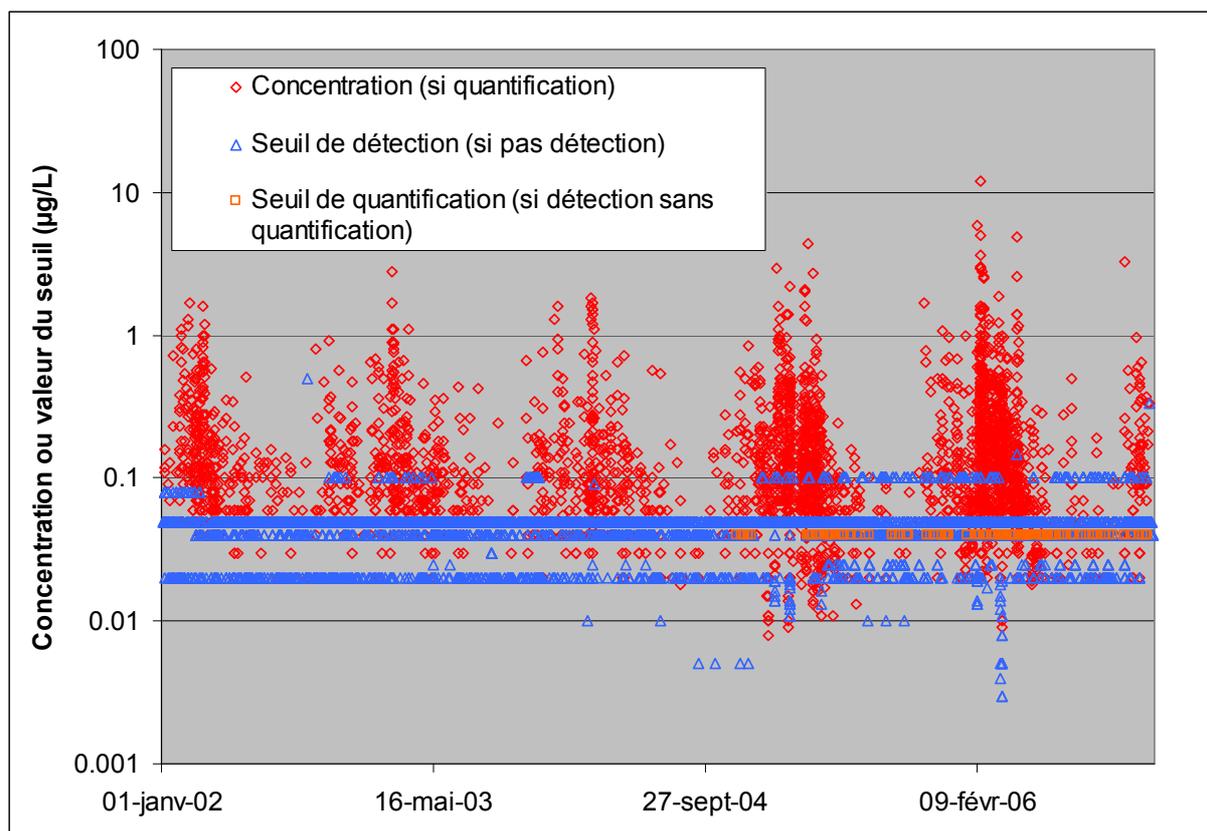


Figure 15 : Résultat des analyses d'isoproturon dans l'HER-1 armoricaine

Pour cette même raison, le seul **taux de quantifications** (nombre de quantifications sur nombre d'analyses réalisées) ne permet pas toujours des comparaisons pertinentes. Par exemple, le lindane (Hexachlorocyclohexane gamma) et la terbuthylazine ont des taux de quantifications pour l'ensemble des analyses très proches (respectivement 8,07 % et 8,26 %), mais les concentrations sont beaucoup plus basses dans le cas du lindane (moyenne des concentrations quantifiées respectivement de 0,01 µg/L et de 0,13 µg/L).

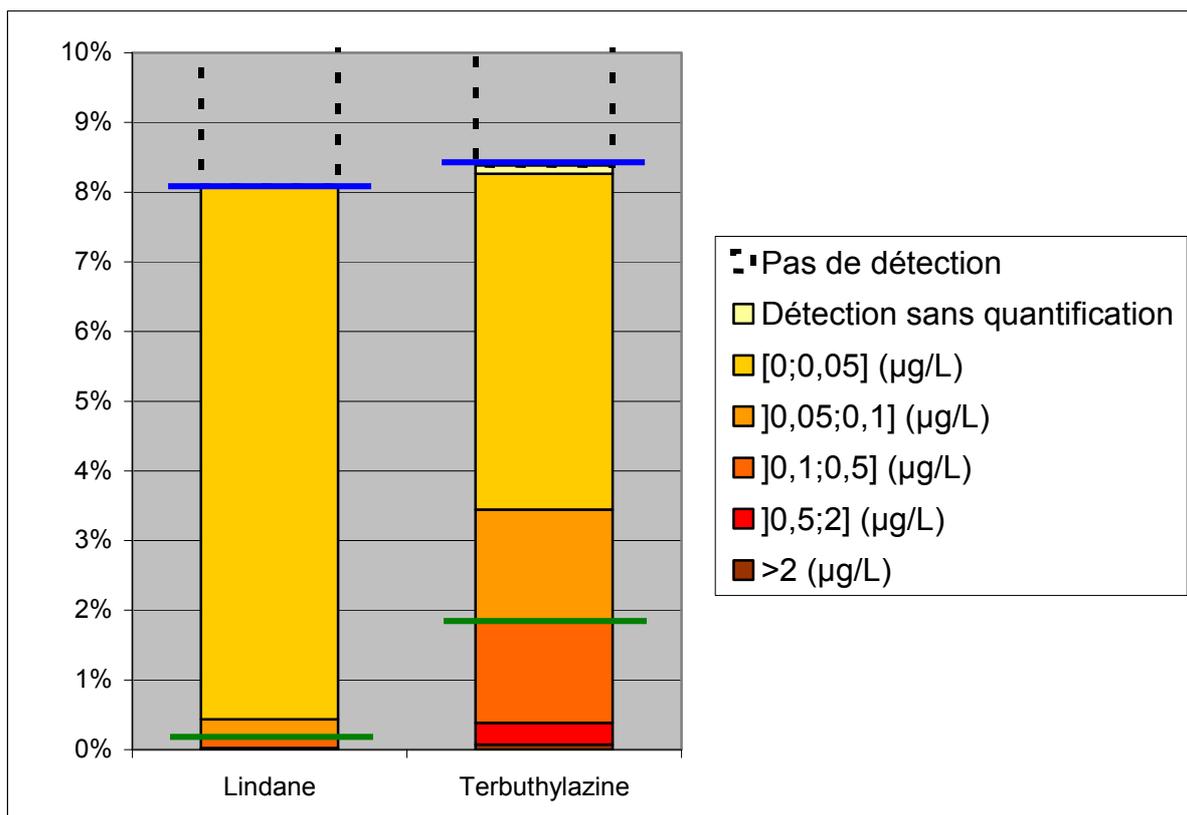


Figure 16 : Répartition des résultats d'analyses du lindane et de la terbuthylazine (de 1997 à 2006, France entière). En bleu : taux de quantification. En vert : taux de concentrations >0,1 µg/L

Le **taux de concentrations supérieures 0,1 µg/L** (nombre d'analyses où une concentration supérieure à 0,1 µg/L a été quantifiée sur nombre d'analyses réalisées) permet de s'affranchir de ce problème causé par la variabilité des seuils, car 97,8 % des seuils de quantification ou détection sont inférieurs ou égaux à 0,1 µg/L. De plus, 0,1 µg/L est la concentration maximale acceptée dans l'eau potable pour la plupart des molécules pesticides, ce qui donne donc un repère. Par contre, il n'est pas sensible aux concentrations élevées. Ce descripteur est plus adapté pour les comparaisons, mais il ne tient pas compte des détections de molécules à des concentrations très faibles, alors que ces contaminations peuvent avoir des effets à long terme.

Pour calculer des indicateurs statistiques comme la moyenne, la médiane ou des centiles, se pose la question de la prise en compte des analyses non quantifiées. Il y a plusieurs possibilités :

- Ne garder que les concentrations quantifiées
- Conserver toutes les valeurs sans différencier si ce sont des seuils ou des concentrations mesurées
- Considérer toutes les analyses en prenant 0 si pas de détection et la moitié de la valeur du seuil de quantification en cas de détection non quantifiée.

C'est la dernière solution qui a été préférée. Ces indicateurs sont donc sensibles aux seuils de mesure.

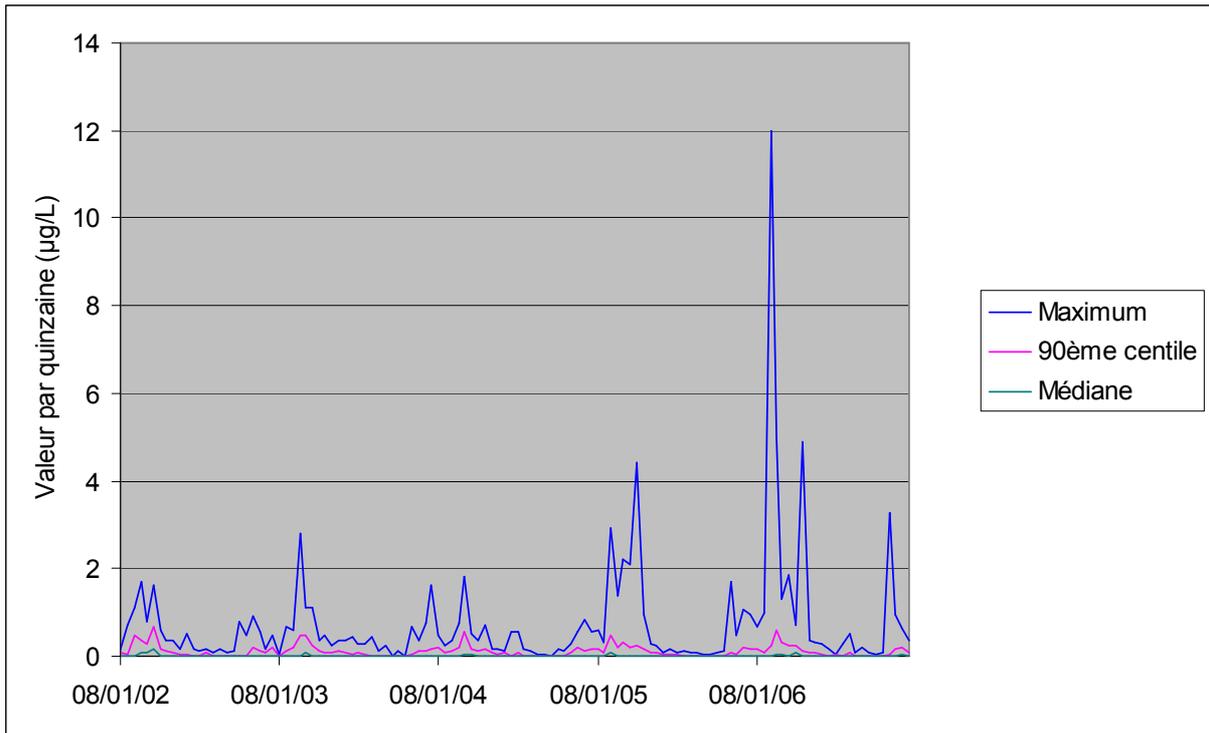


Figure 17 : Isoproturon, HER-1 armoricaine : maximum, 90ème centile et médiane des résultats d'analyses par période de 15 jours

La **moyenne** est sensible aux concentrations très élevées (ordre de grandeur dix fois plus élevé par exemple).

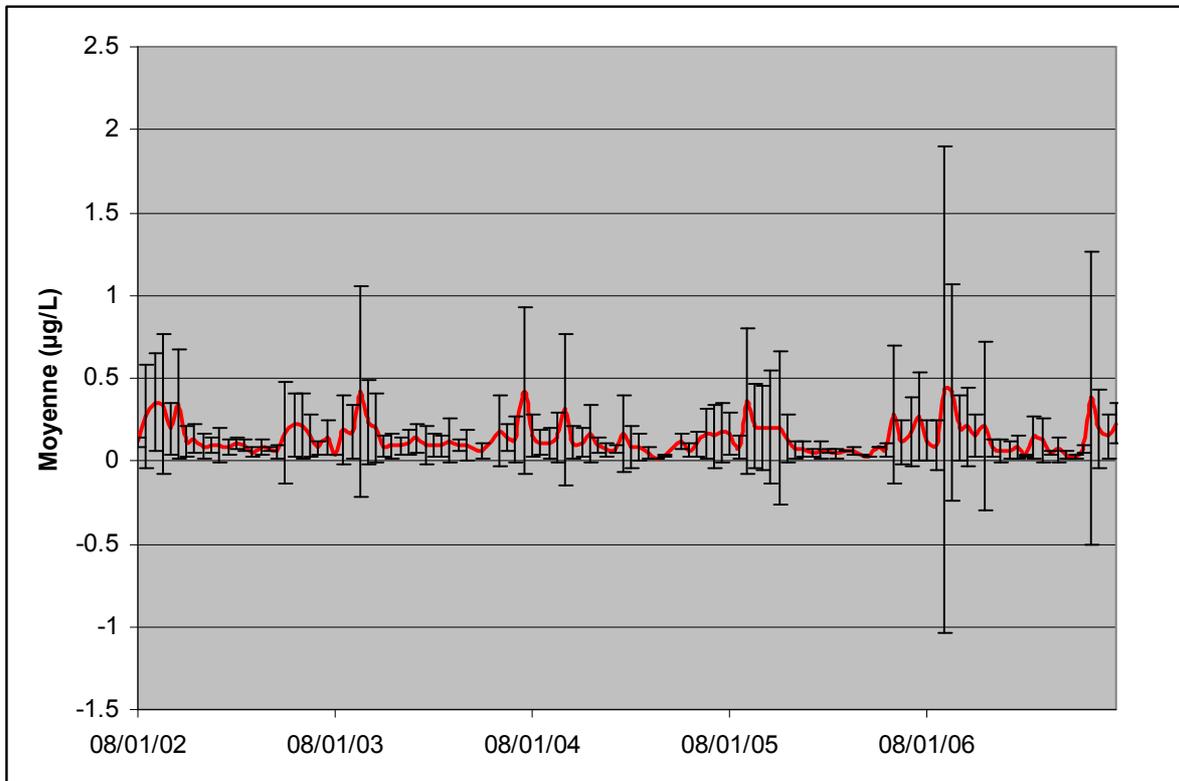


Figure 18 : Isoproturon, HER-1 armoricaine : moyenne et écart-type des concentrations quantifiées par période de 15 jours

Etant donné le faible taux de quantifications, la **médiane** ne permet d'identifier que les contaminations les plus importantes. Un centile plus élevé, comme le 90^{ème}, est plus sensible, tout en écartant les concentrations exceptionnellement élevées. De plus, il est moins sensible à la façon dont sont prises en compte les analyses sans quantification (cf. Figure 19)

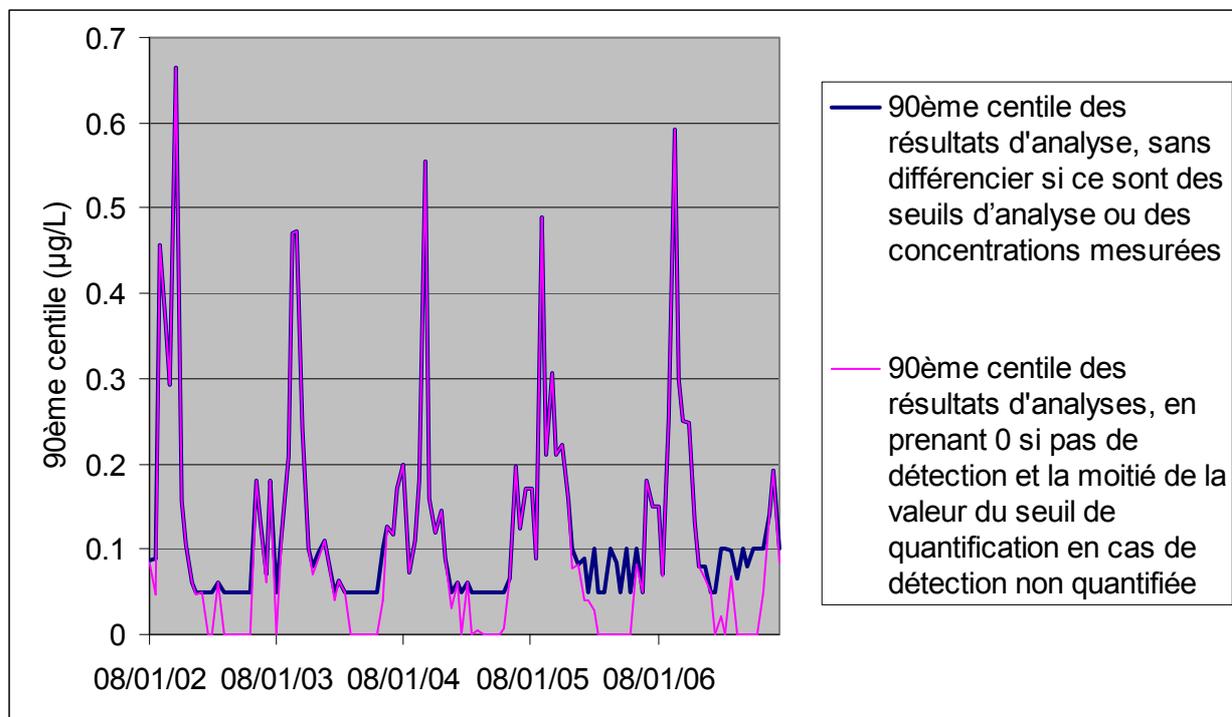


Figure 19 : isoproturon, HER-1 armoricaine : 90^{ème} centile par période de 15 jours

On peut constater une cohérence entre le 90^{ème} centile et le taux de concentrations supérieures à 0,1 µ/L. En effet, en comparant ces descripteurs, calculés pour une HER et une molécule sur toute la période 1997-2006, on note une corrélation importante (cf. Figure 20). En ne considérant que les molécules ayant plus de 10.000 analyses (314 molécules), le coefficient de détermination R^2 vaut 0,54, et monte à 0,91 en retirant le point isolé (AMPA, HER-1 n°20) (88 % en prenant toutes les molécules).

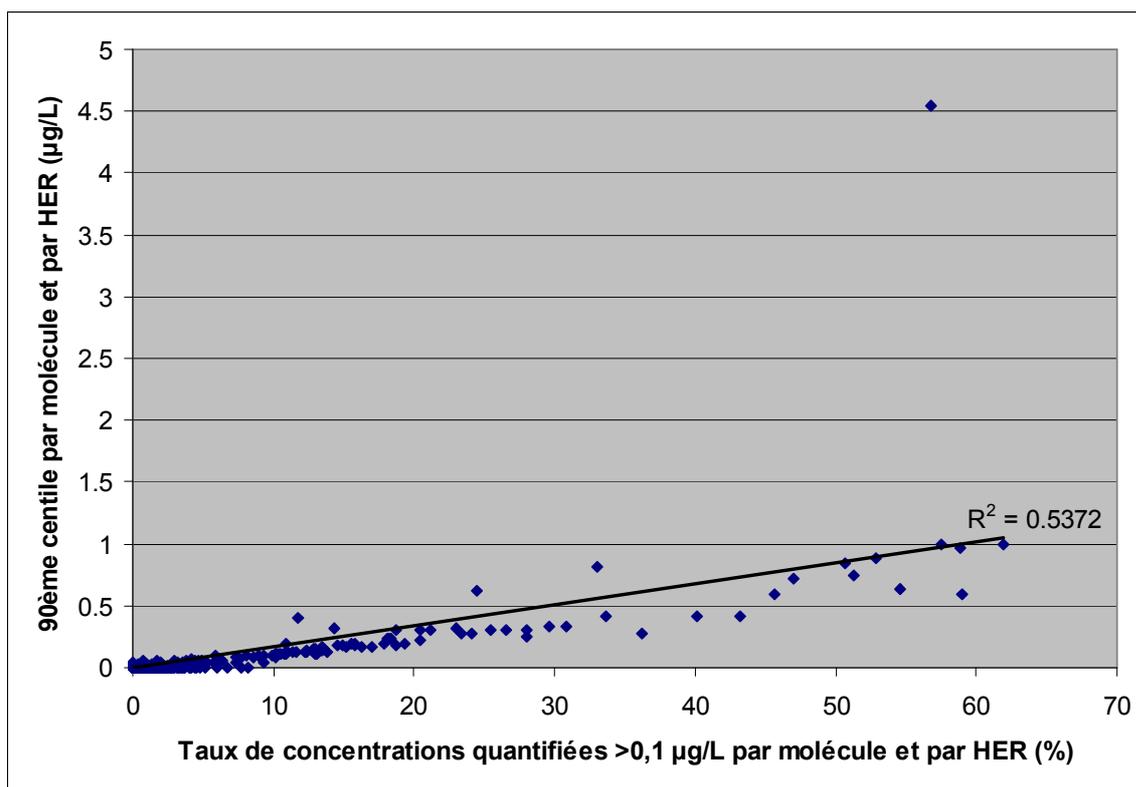


Figure 20 : Régression linéaire du 90ème centile, par molécule et par HER, sur le pourcentage de concentrations quantifiées supérieures à 0,1 µg/L, pour les molécules ayant plus de 10.000 analyses

L'un ou l'autre de ces deux descripteurs semble donc pertinent pour comparer l'importance des contaminations entre les molécules ou les régions. Cependant, cela ne veut pas dire qu'ils le sont pour évaluer l'exposition des écosystèmes aquatiques. En effet, la présence fréquente d'une molécule, même à très faible concentration, est susceptible d'avoir un impact à long terme. De même, une contamination à une concentration très élevée, même très brève, peut avoir un impact à court terme. Cela dépend de la toxicité des molécules à court ou long terme. On ne peut donc pas se passer des autres descripteurs dans ce cas.

De plus, on peut se demander quelle influence a le choix du centile sur les résultats. En testant pour plusieurs molécules et HER-1, on constate que jusqu'à un certain niveau, tous les centiles donnent un résultat comparable en terme d'évolution des détections, que ce soit à l'échelle annuelle ou en comparant les années entre elles :

- Atrazine, HER armoricaine : Les résultats sont similaires jusqu'au 95^{ème} centile : même allure des courbes, même classement des années entre elles. (Figure 21)
- Isoproturon, HER armoricaine : Les résultats sont similaires jusqu'au 90^{ème} centile.
- Oxadixyl, HER de la plaine de la Saône : Les résultats sont similaires jusqu'au 95^{ème} centile.

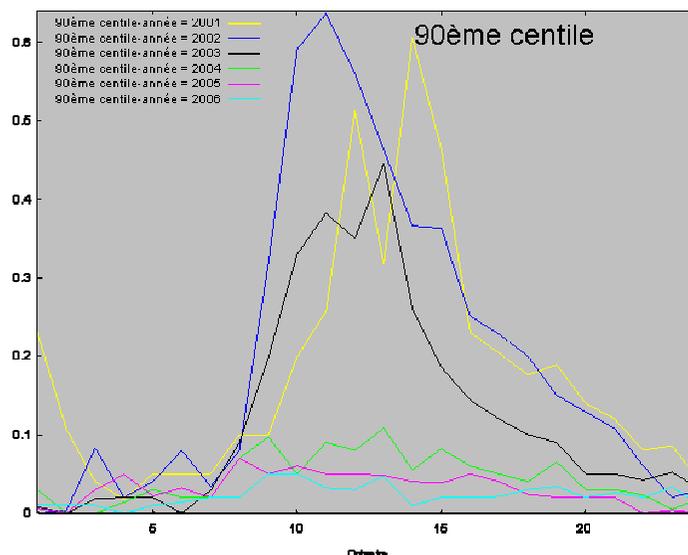
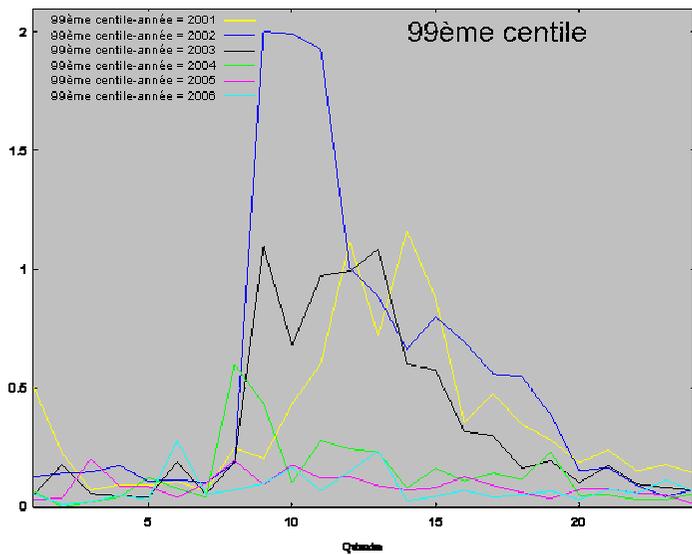
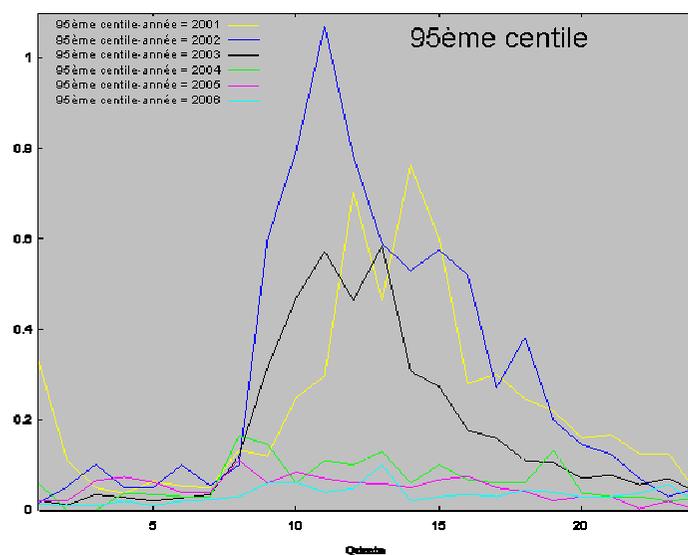
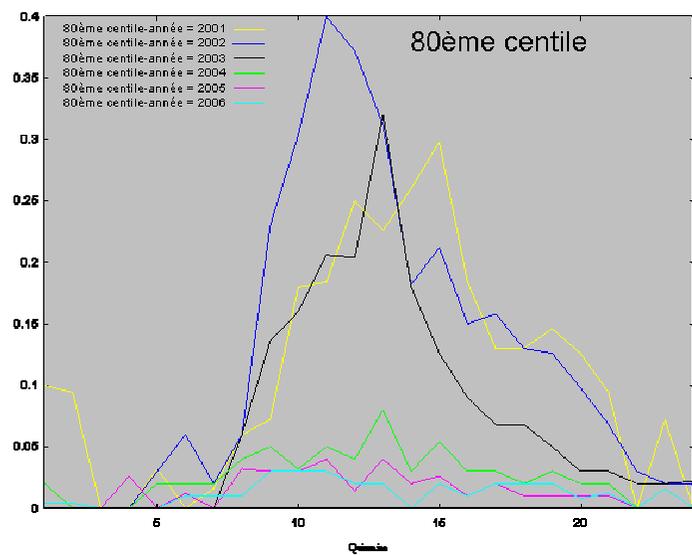
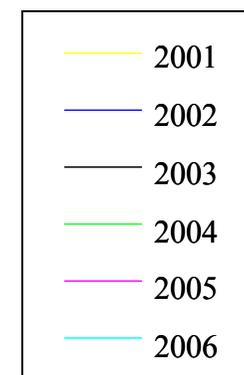
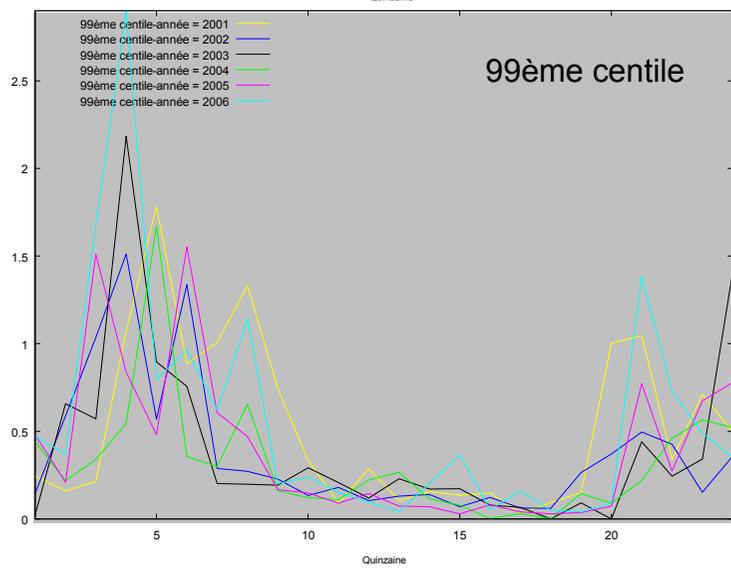
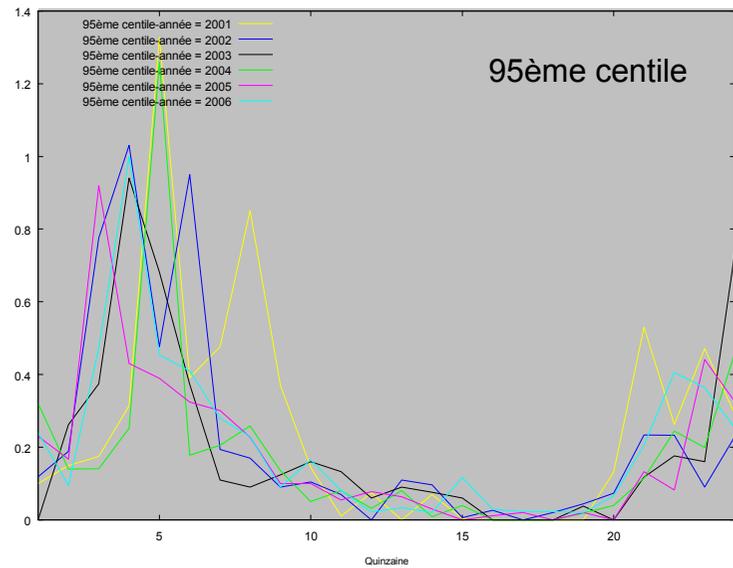
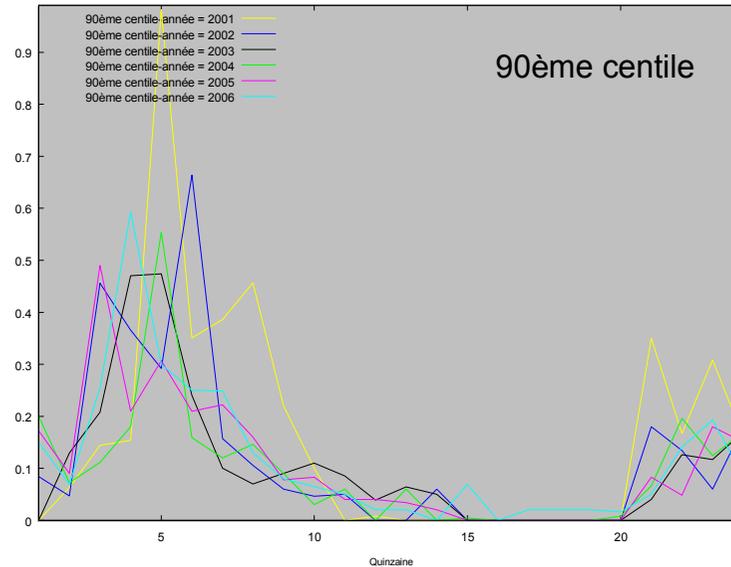
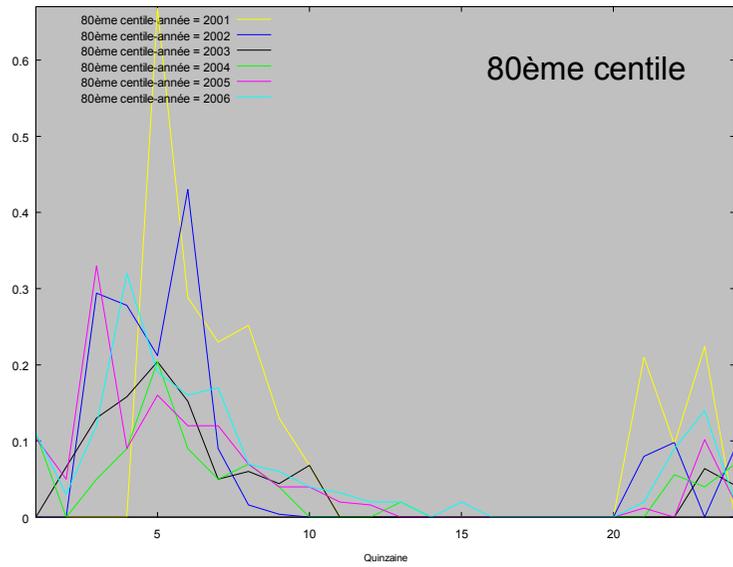
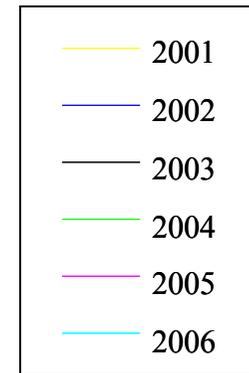


Figure 21 : Atrazine, HER armoricaine : centiles par quinzaine de jours des résultats d'analyse





**Figure 22 :
 Isoproturon, HER
 armoricaine : centiles
 par quinzaine de jours
 des résultats d'analyse**



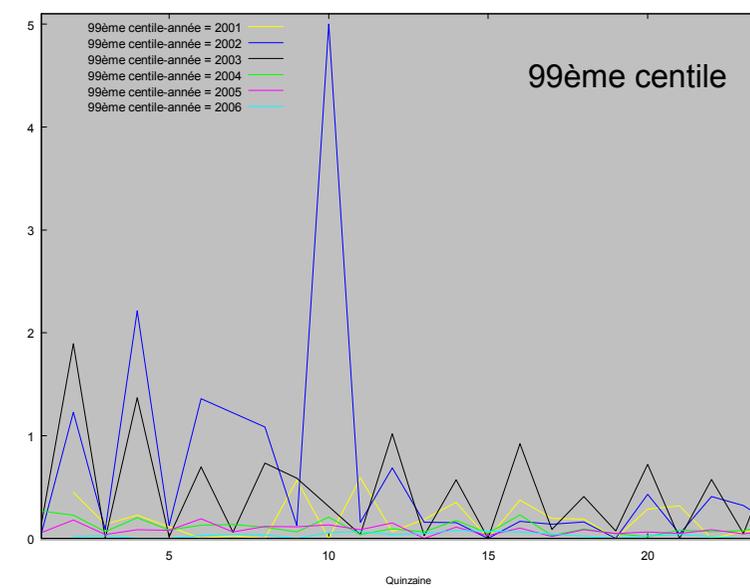
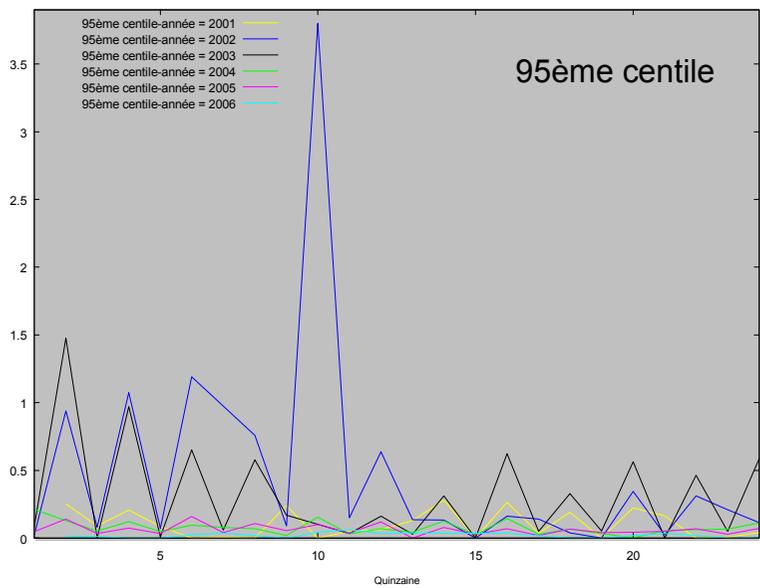
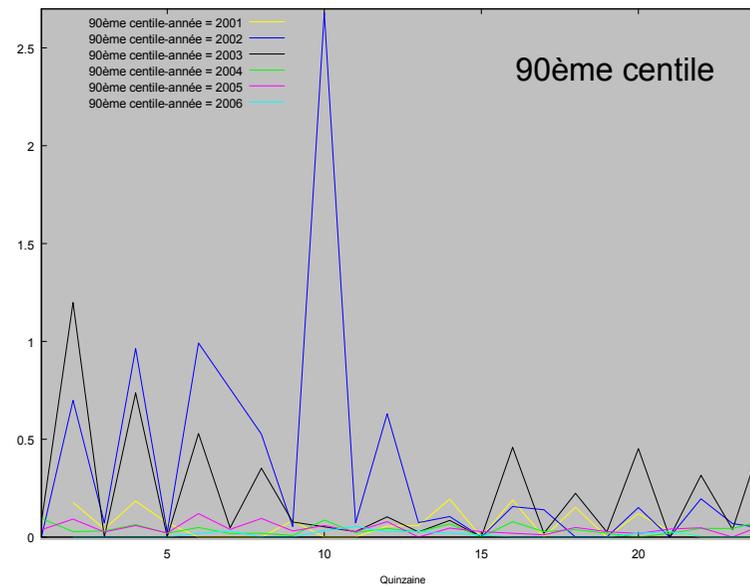
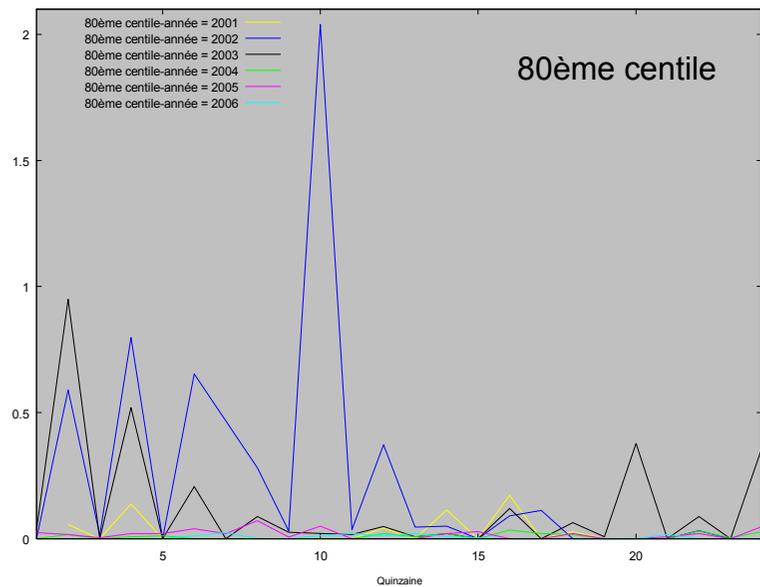
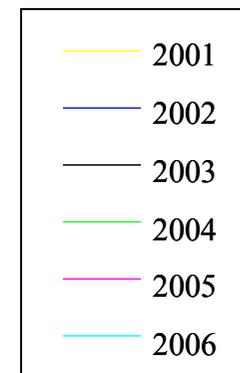


Figure 23 :
Oxadixyl, HER de
la plaine de la
Saône, centiles par
quinzaine de jours
des résultats
d'analyse



2.5.3 Niveau de contamination par HER-1, toutes molécules confondues

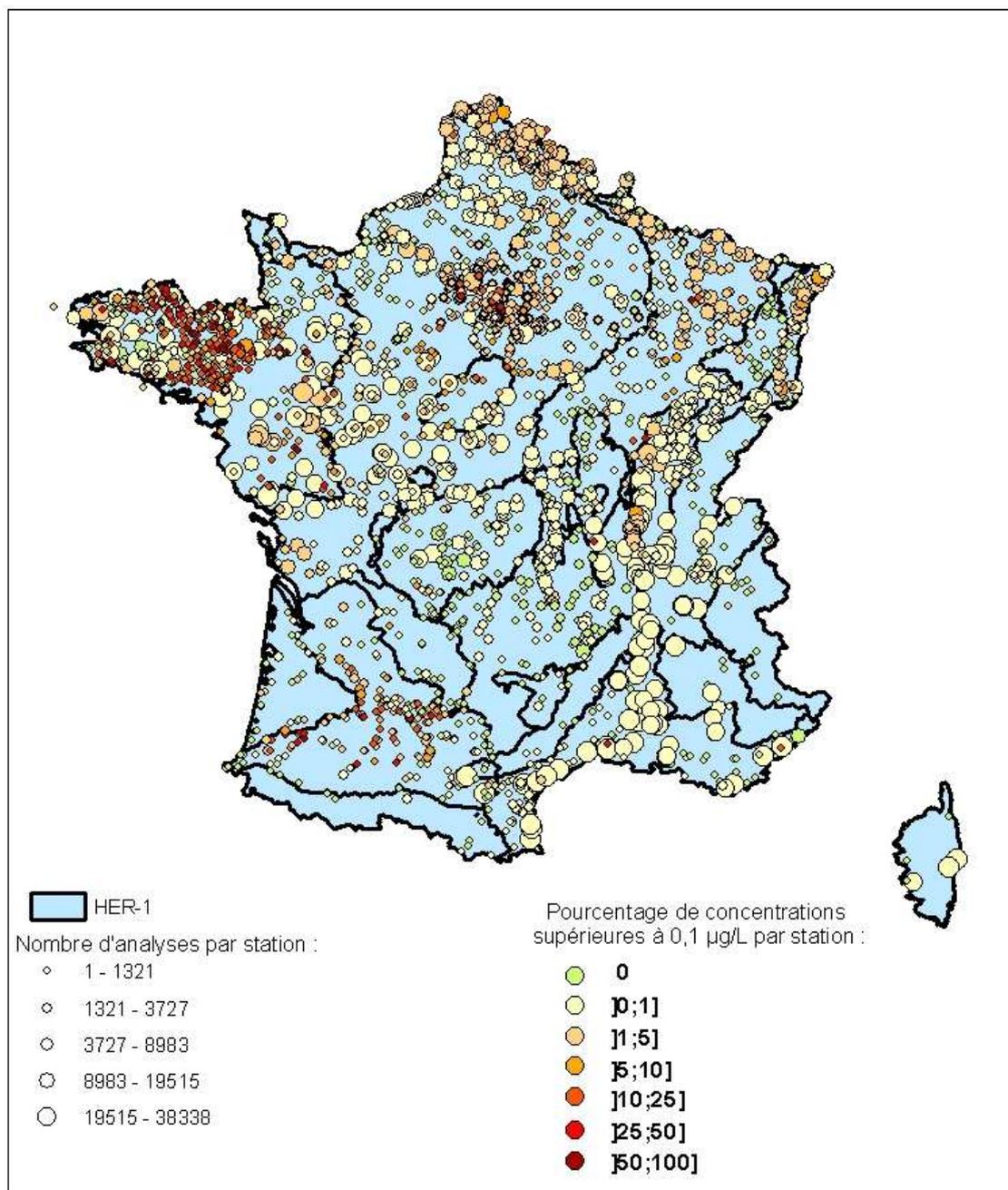


Figure 24 : Carte du nombre d'analyses et du pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par station, toutes molécules confondues, de 1997 à 2006

Nous pouvons constater des différences visibles entre les HER-1. Les HER de montagne présentent très peu de contaminations. A l'inverse, l'HER armoricaine, les coteaux aquitains et les tables calcaires (particulièrement l'Ile-de-France) sont les plus contaminées. Cette carte étant établie pour toutes les molécules confondues, elle reflète surtout les détections des molécules les plus recherchées. Nous pouvons constater que, bien que ce soit une HER où il y a beaucoup de détection, l'HER des coteaux aquitains est peu surveillée (notamment par rapport aux autres régions fortement contaminées).

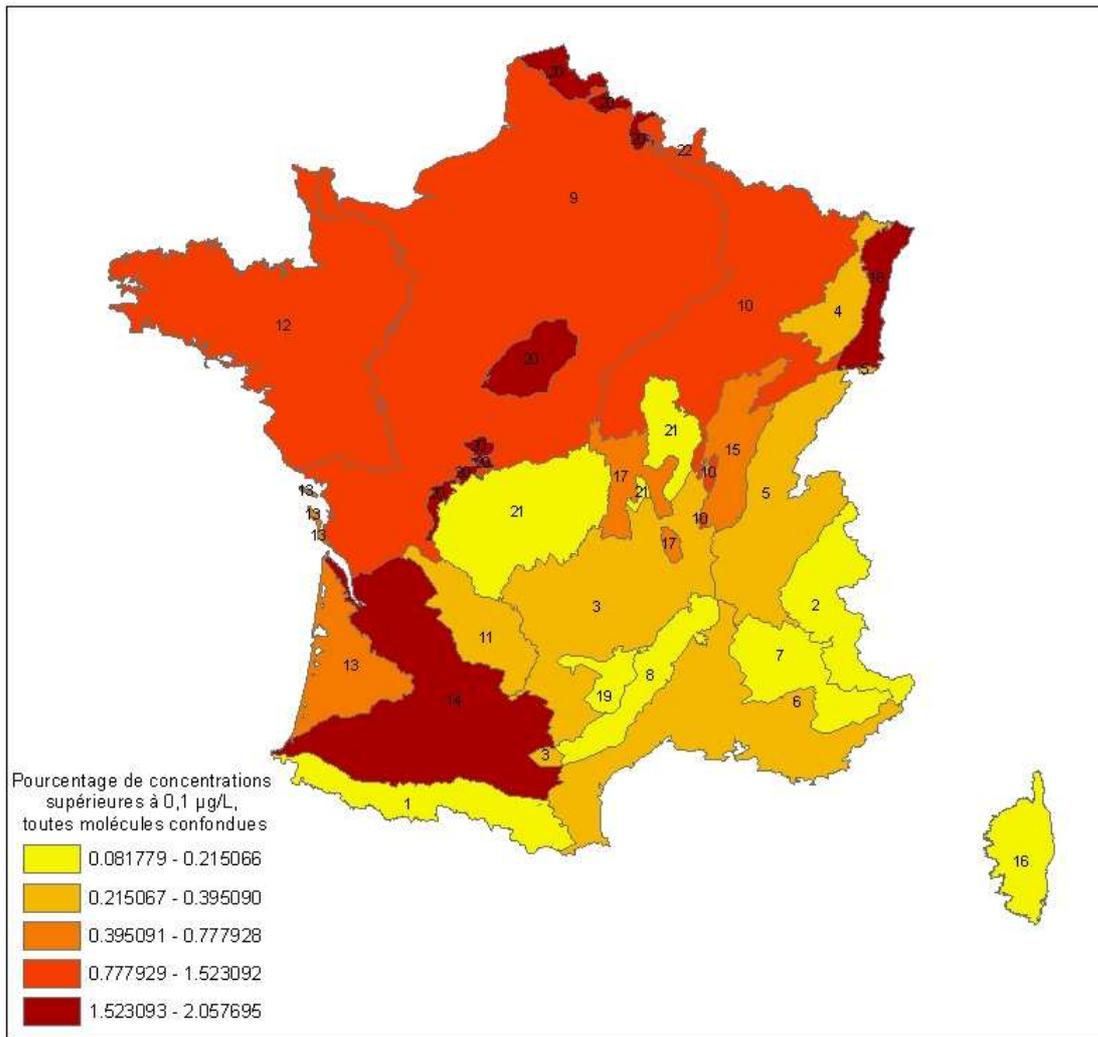


Figure 25 : Carte du pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par HER-1, toutes molécules confondues, de 1997 à 2006

2.5.4 Etude des résultats par HER-1 et par molécule

- Isoproturon

L'isoproturon est un herbicide utilisé principalement sur céréales.

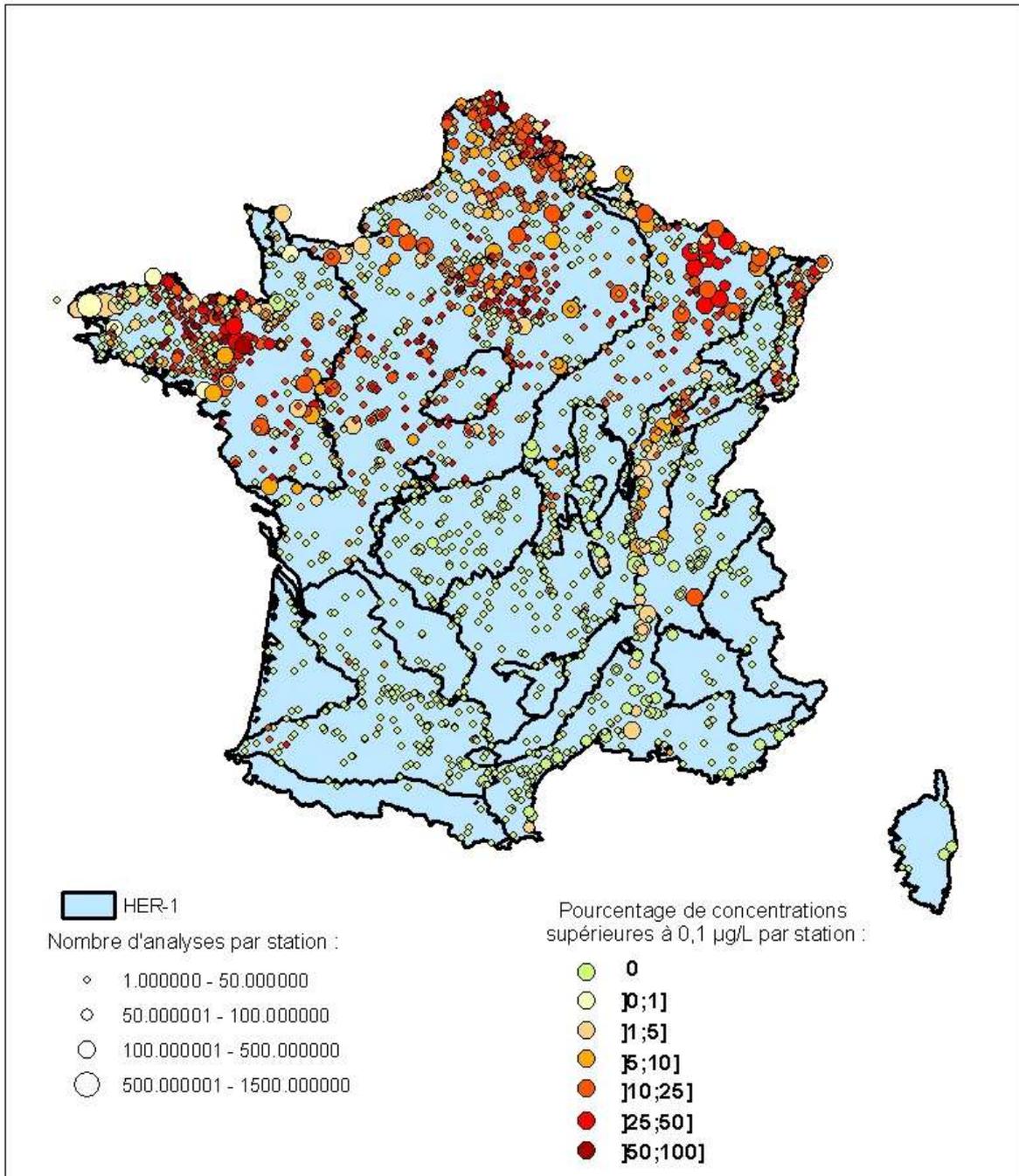


Figure 26 : Isoproturon : carte du nombre d'analyses et du pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par station, de 1997 à 2006

Nous constatons qu'il est détecté dans une grande partie de la moitié Nord de la France, à des niveaux globalement stables depuis 2002. Avant 2002, il n'y a pas de tendance visible.

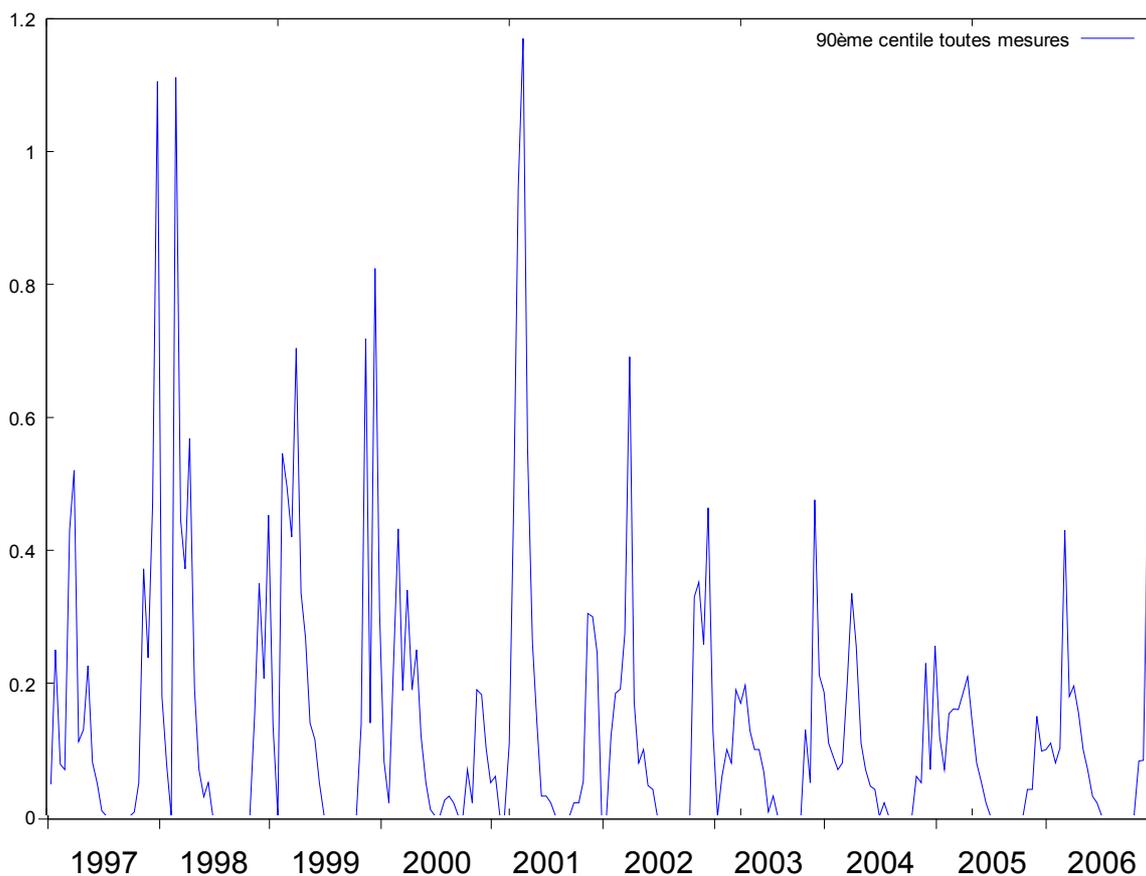


Figure 27 : Isoproturon : 90^{ème} centile par quinze jours des résultats d'analyse, France métropolitaine

Chaque année, il y a deux périodes de détection marquées, l'une en sortie d'hiver et l'autre au semis des céréales d'automne. Cette variation intra-annuelle montre des différences d'une HER à l'autre.

Dans l'HER armoricaine, les détections sont plus importantes en sortie d'hiver. Les détections sont moins importantes dans la partie Nord de l'HER, qui correspond à une zone orientée vers l'élevage de bovins lait. Les détections ont été plus fréquentes en 2001. C'est peut-être du à ce que la pluviométrie a été beaucoup plus importante que la normale de septembre 2000 à mars 2001. Mars a notamment été «un mois d'une pluviosité tout à fait exceptionnelle », ce qui a pu augmenter les pluies dans les quelques jours suivant l'application [11].

Dans l'HER d'Alsace, les détections de printemps sont plus tardives et les détections d'hiver plus importantes. La reprise de végétation est plus tardive qu'en Bretagne à cause du climat plus rude.

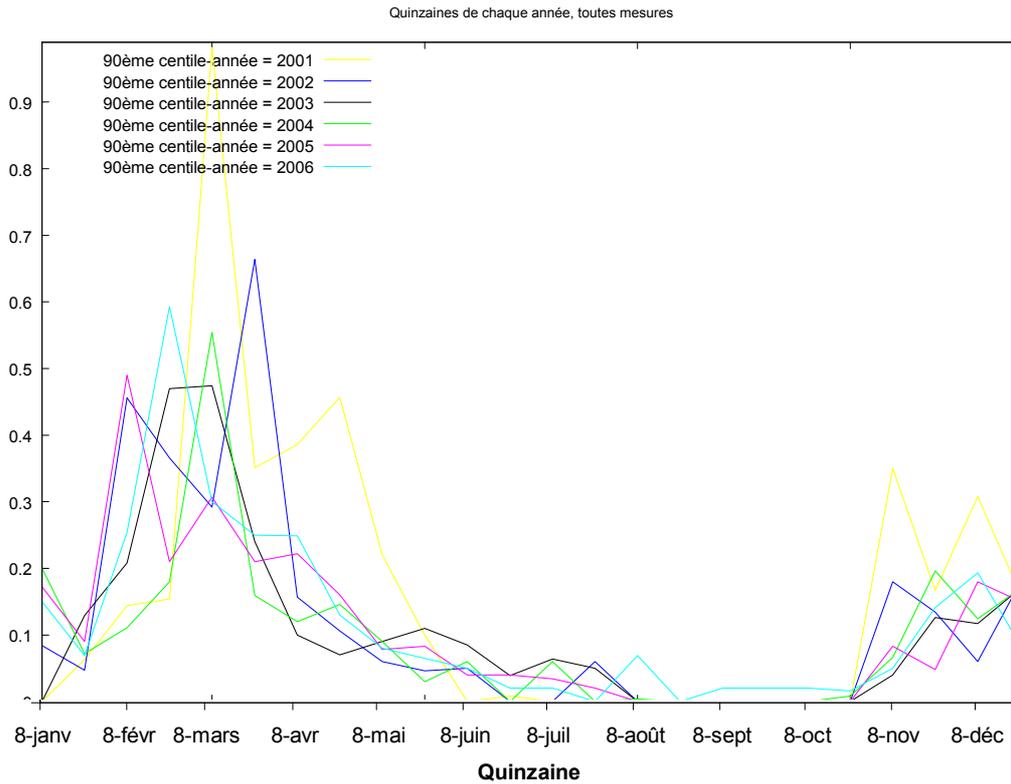


Figure 28 : Isoproturon, HER armoricaine : 90^{ème} centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

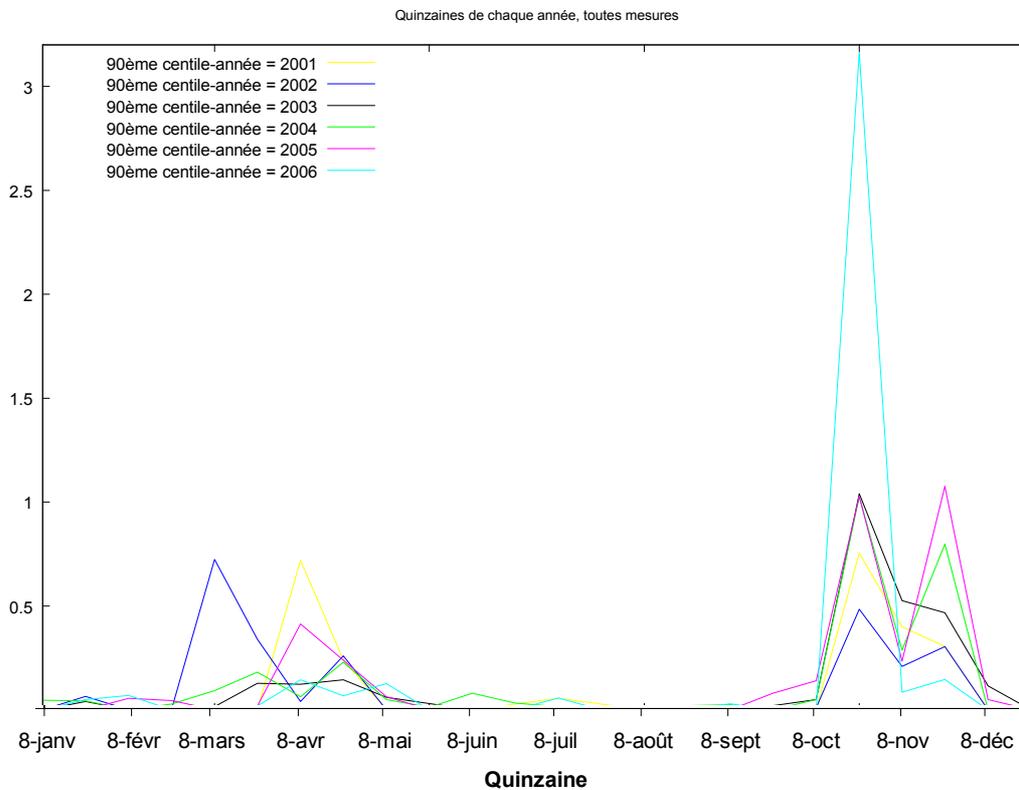
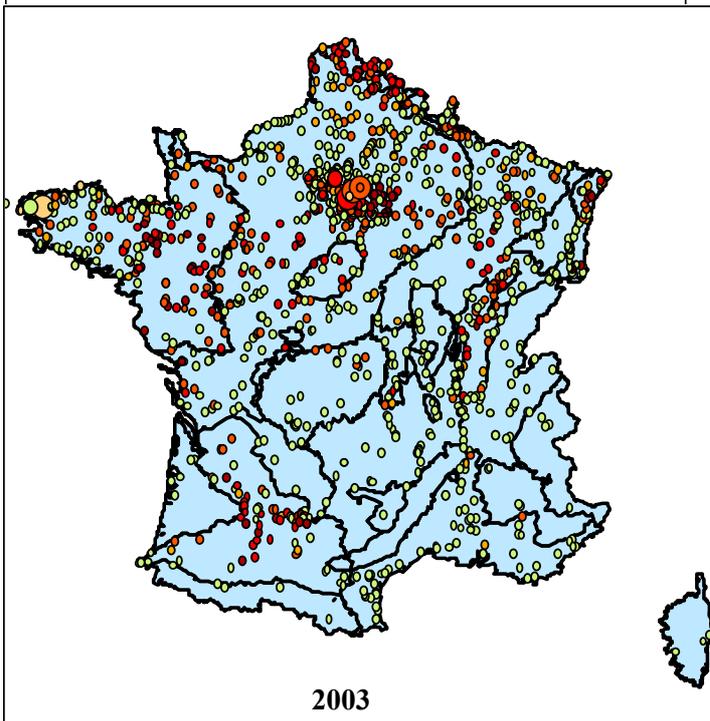
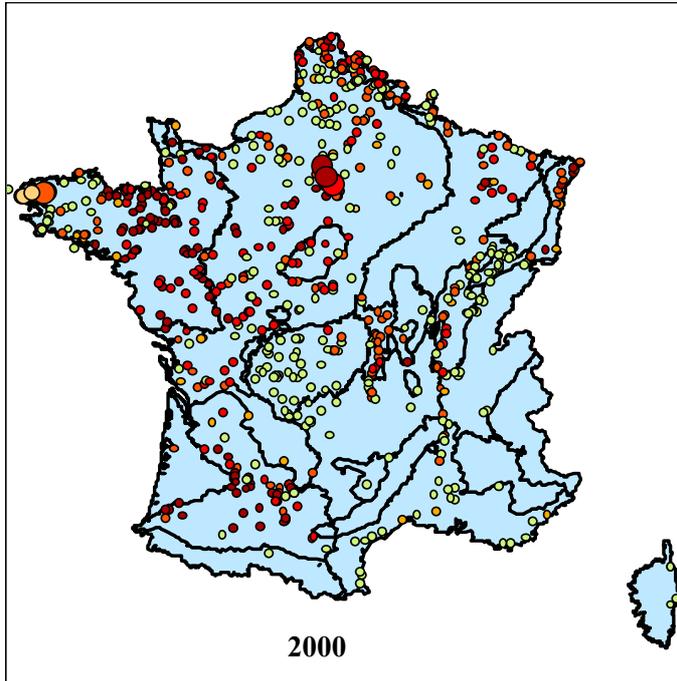


Figure 29 : Isoproturon, HER Alsace : 90^{ème} centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

▪ Atrazine

L'atrazine était un herbicide surtout utilisé sur maïs.



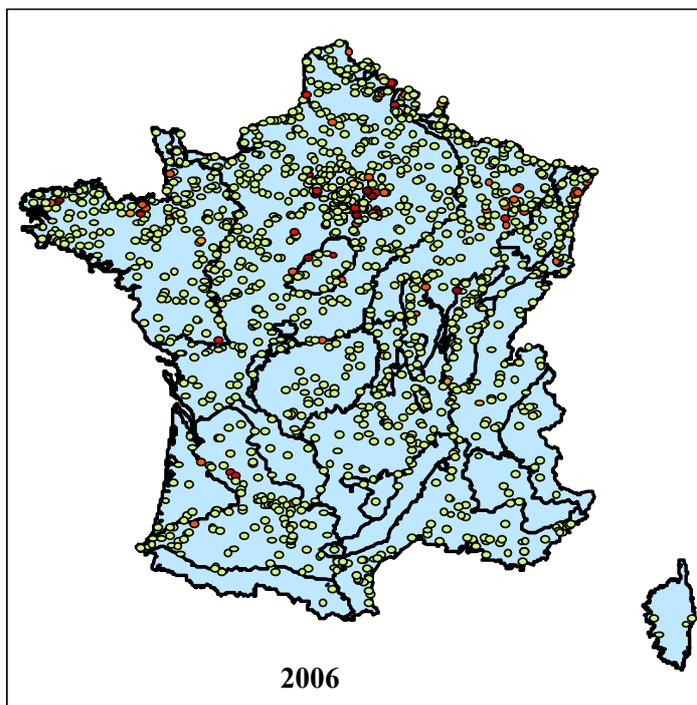


Figure 30 : Atrazine : cartes du nombre d'analyses et du pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par station, en 2000, 2003 et 2006

Les détections d'atrazine ont diminué de 1997 à 2003. Ceci s'explique par une réduction des doses et des usages. Après son interdiction totale, fin 2003, une chute des détections a été observée.

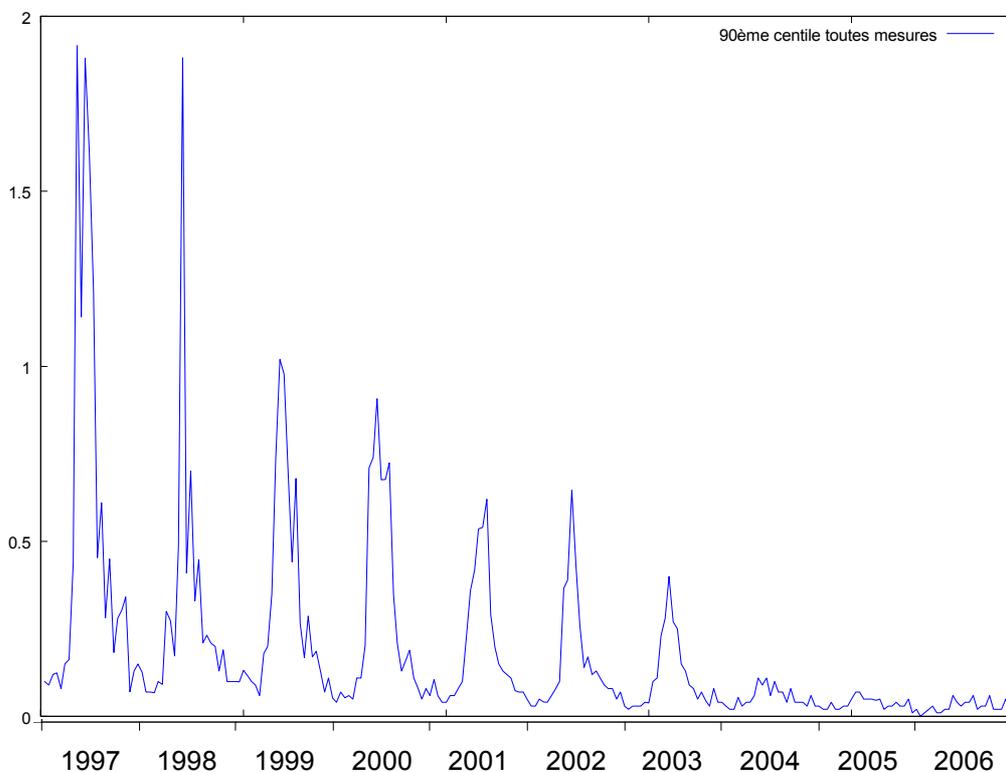


Figure 31 : Atrazine : 90^{ème} centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse, France métropolitaine

En Bretagne, des interdictions locales ont été décidées dès 1998. On retrouve une nette baisse du 90^{ème} centile des concentrations en 1998 par rapport à 1997 dans l'HER armoricaine. Cependant, le nombre d'analyses a triplé entre 1997 et 1998 (592 analyses en 1997 et 1522 en 1998), et le nombre de sites de prélèvement a doublé, ce qui rend la comparaison de ces deux années délicate.

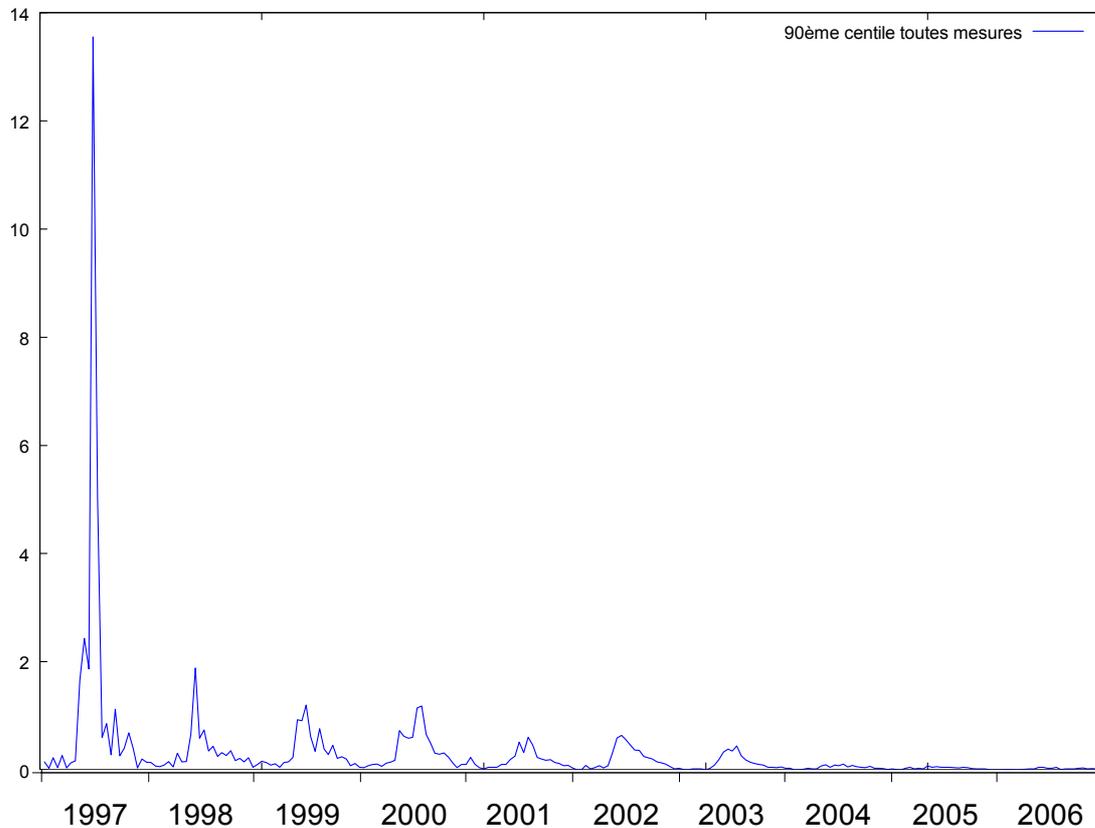


Figure 32 : Atrazine, HER armoricaine : 90ème centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

L'atrazine étant appliquée sur maïs, on observe des contaminations à partir de fin avril (semis du maïs). On les observe pendant une période moins étalée dans l'Est qu'en Bretagne, mais à des concentrations plus élevées.

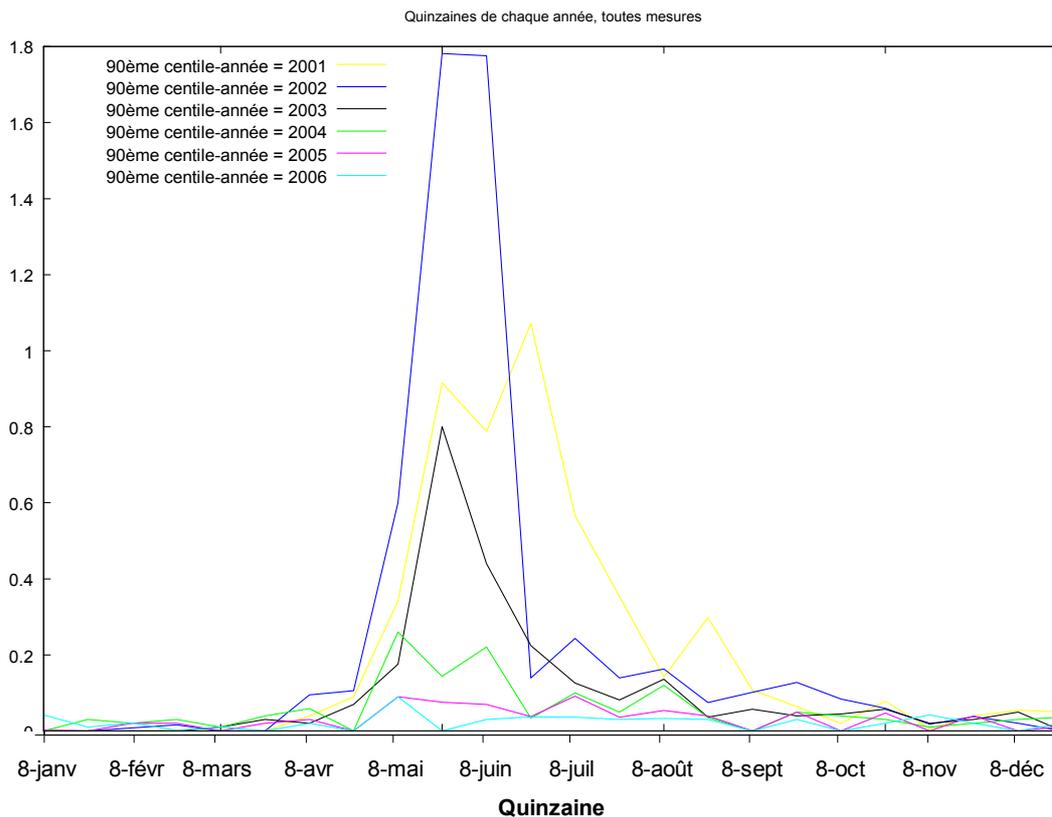


Figure 33 : Atrazine, HER des cotes calcaires Est : 90ème centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

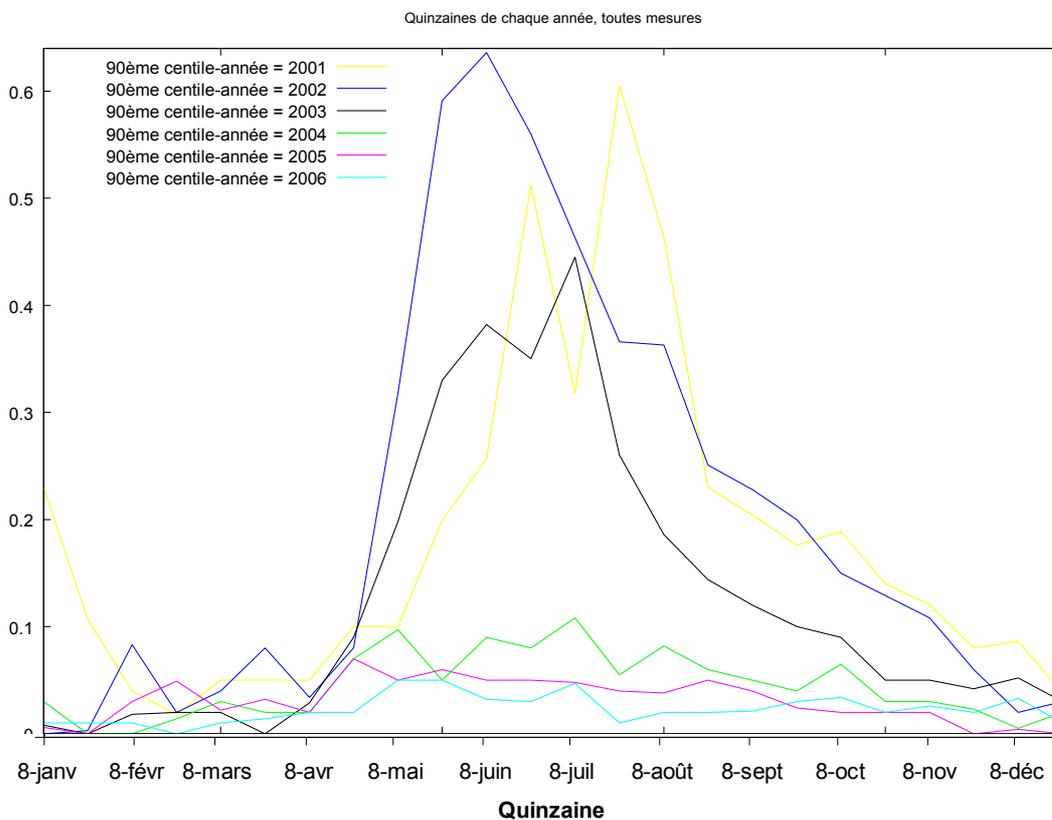


Figure 34 : Atrazine, HER armoricaine : 90ème centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

- Diuron

C'est un herbicide qui était utilisé sur vigne, en arboriculture et en zone non agricole jusqu'à fin 2008.

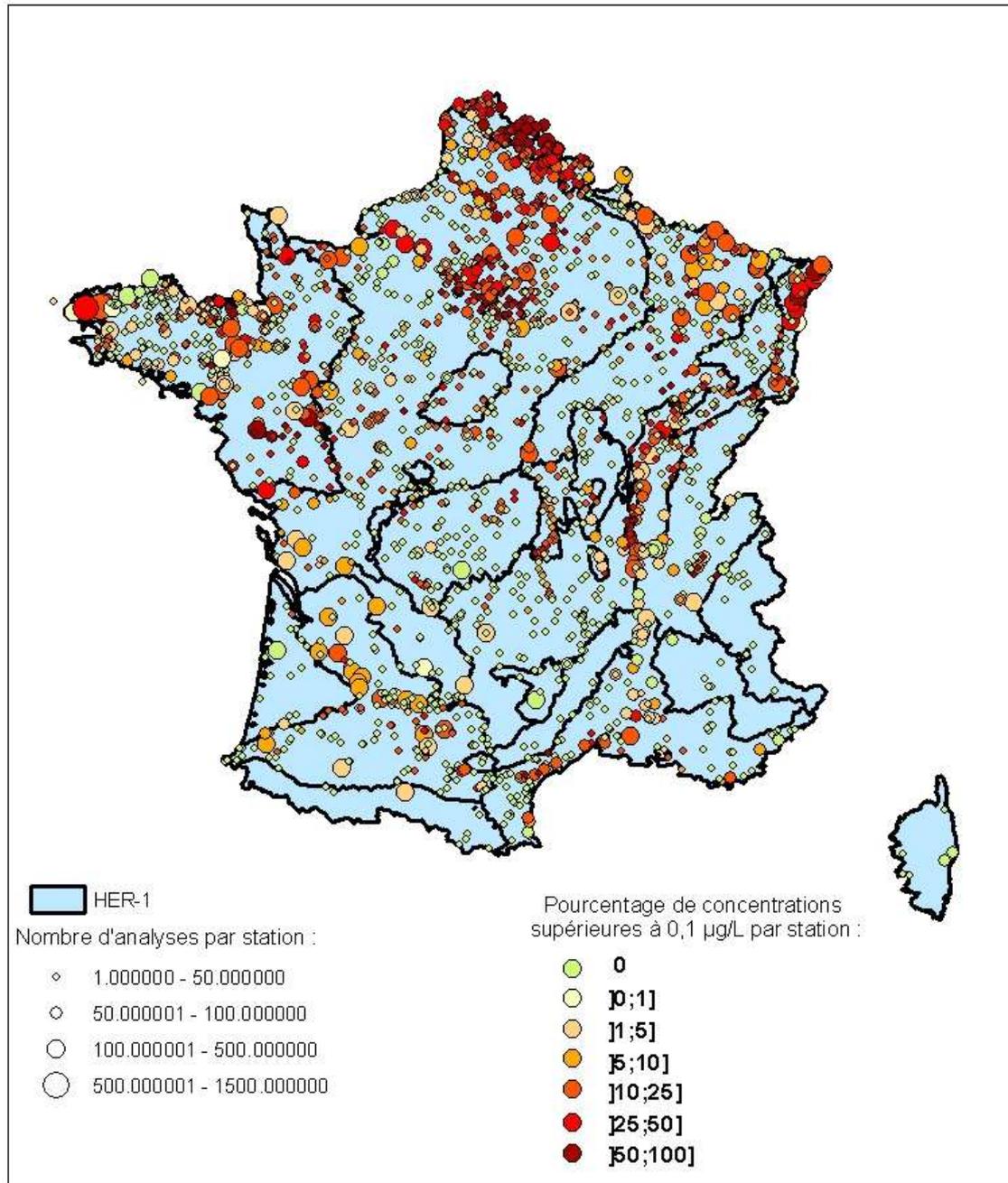


Figure 35 : Diuron : carte du nombre d'analyses et du pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par station, de 1997 à 2006

La localisation des zones à fortes détections suggère qu'elles sont en grande partie dues aux usages non agricoles, par exemple en Ile-de-France et dans le Nord.

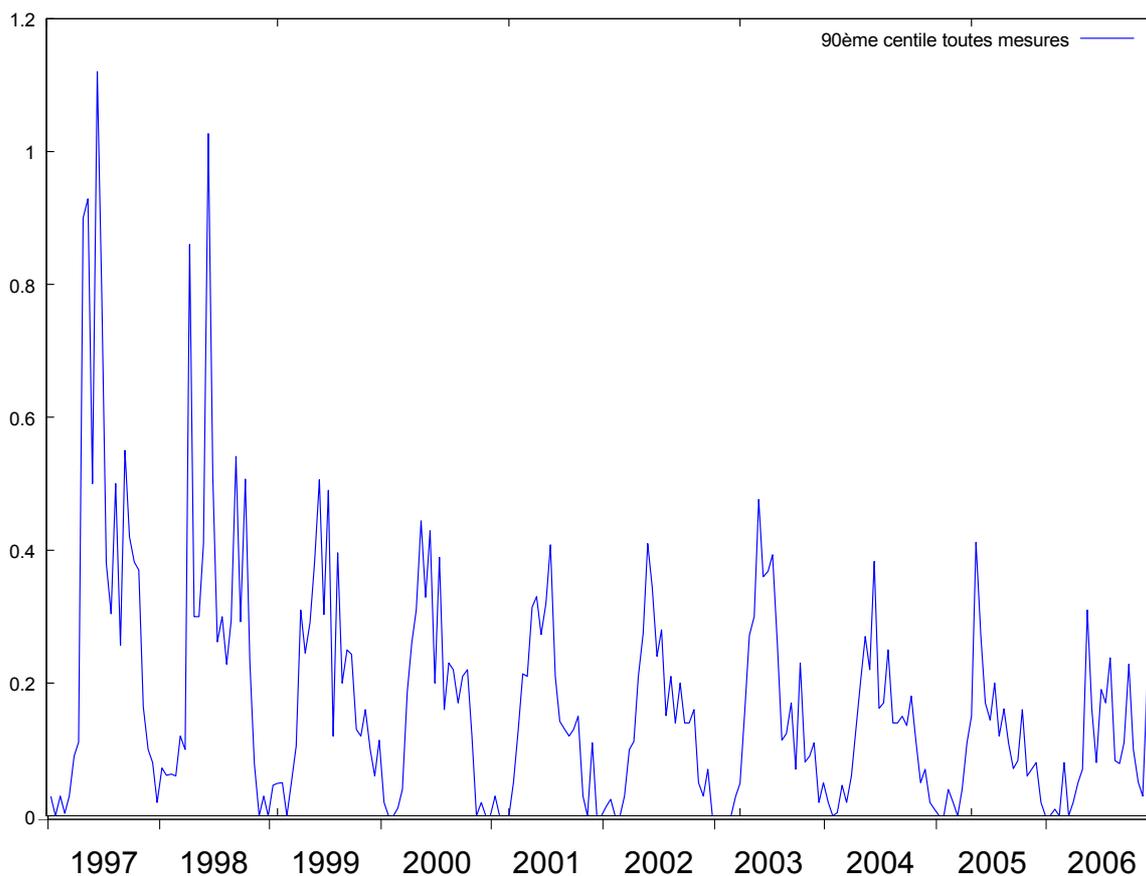


Figure 36 : Diuron : 90^{ème} centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse, France métropolitaine

On observe une diminution de l'importance des détections entre 1998 et 1999, qui est à peu près stable depuis. Il y a eu des réductions des usages et des doses, par exemple en Bretagne en 1998. En revanche, on ne constate pas de baisse dans d'autres HER comme celle des tables calcaires Est.

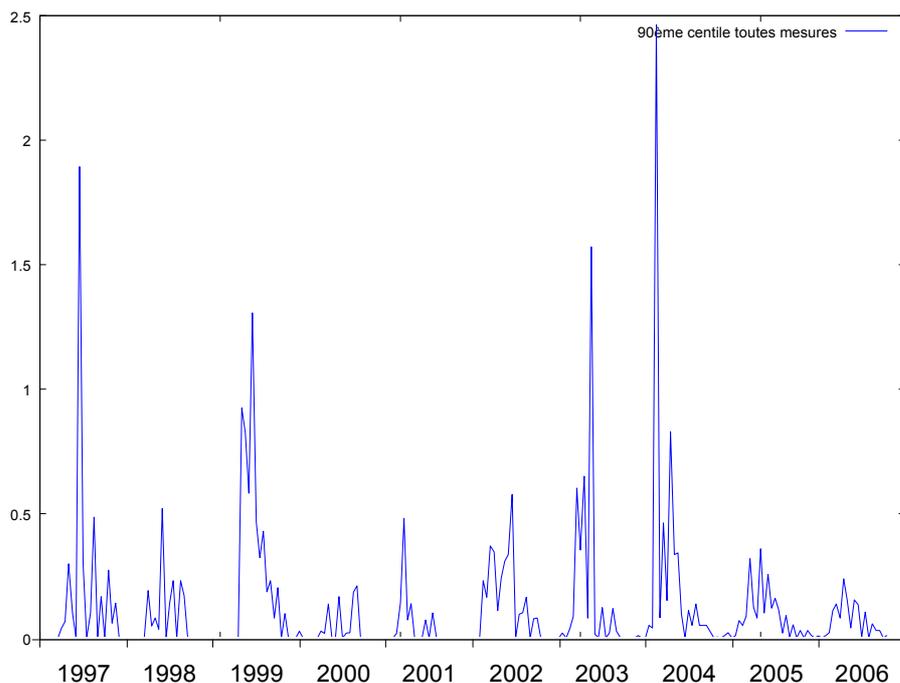


Figure 37 : Diuron, HER des tables calcaires Est : 90ème centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

Les périodes concernées par les détections varient selon les HER. Alors que dans la région armoricaine le 90^{ème} centile est élevé de mars à décembre, il y a deux périodes distinctes en Aquitaine.

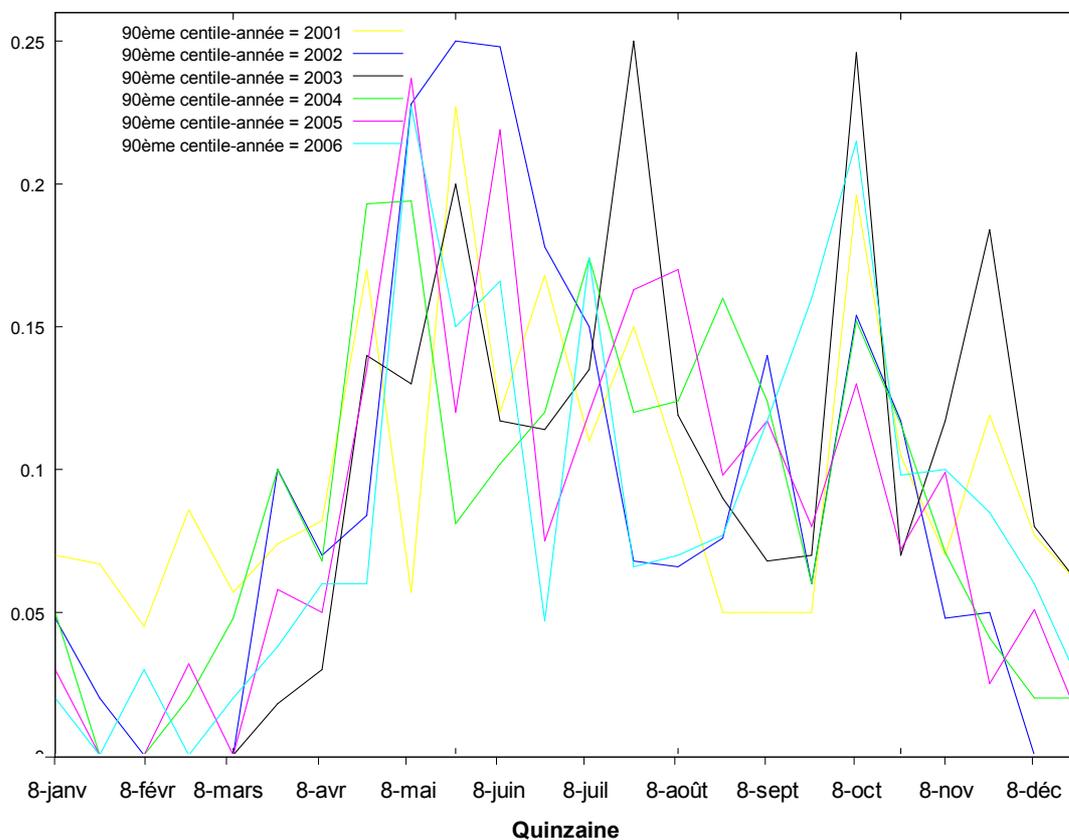


Figure 38 : Diuron, HER armoricaine : 90ème centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

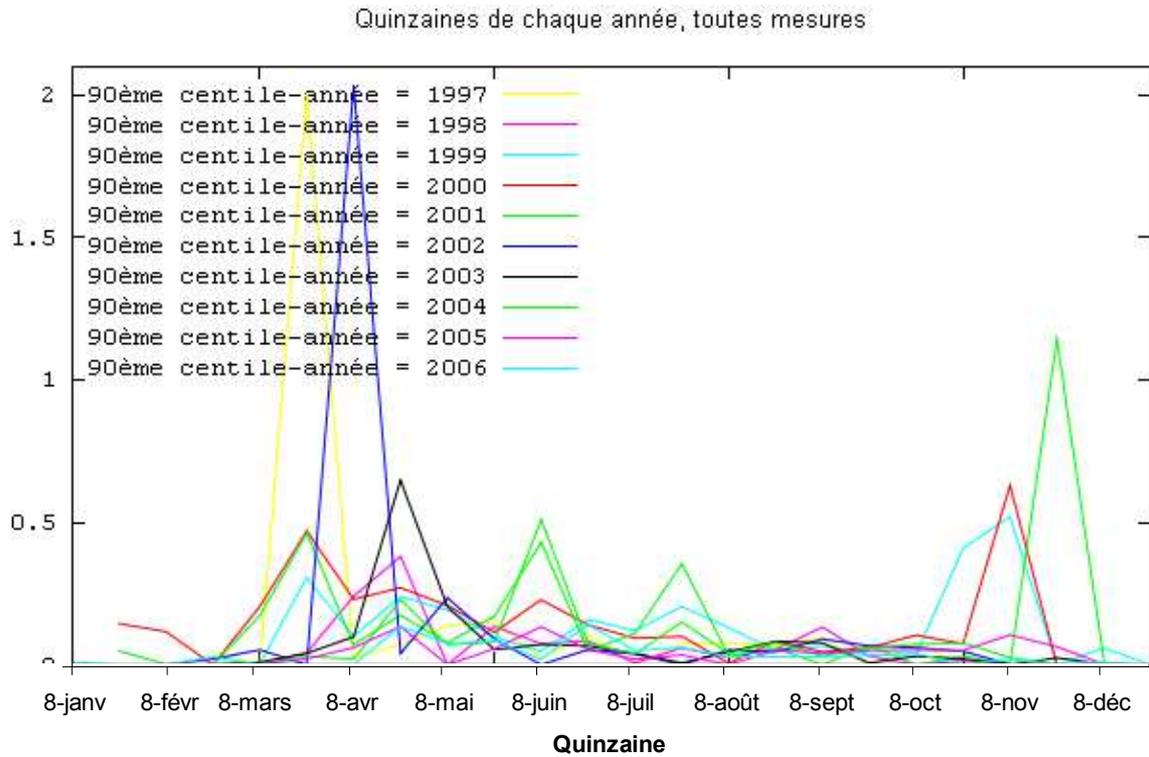


Figure 39 : Diuron, HER des Coteaux aquitains : 90ème centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

- Oxadixyl

C'est un fongicide pour la vigne appliqué principalement au printemps.

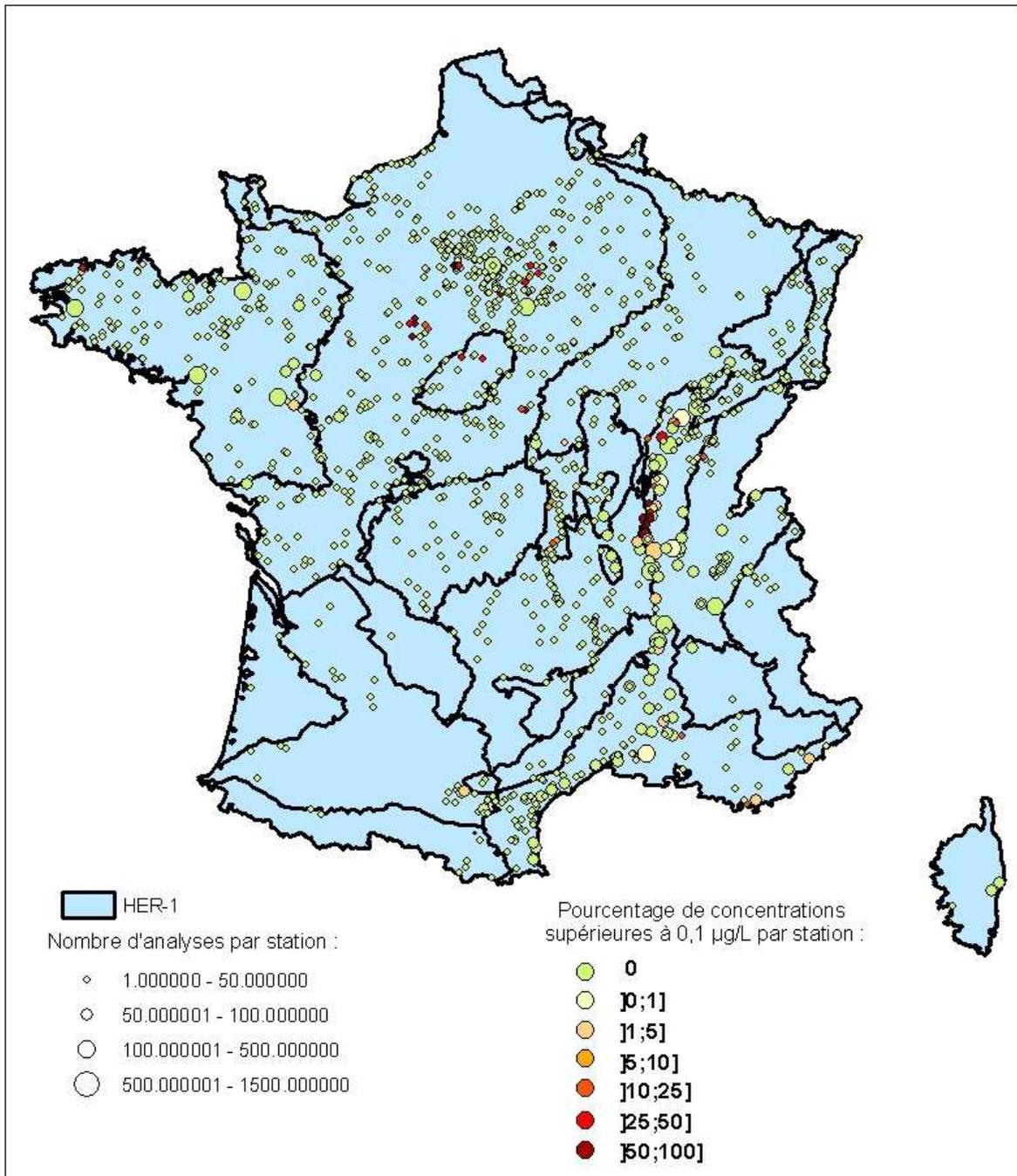


Figure 40 : Oxadixyl : carte du nombre d'analyses et du pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par station, de 1997 à 2006

Il est détecté surtout dans la vallée de la Saône, ce qui est cohérent avec son usage.

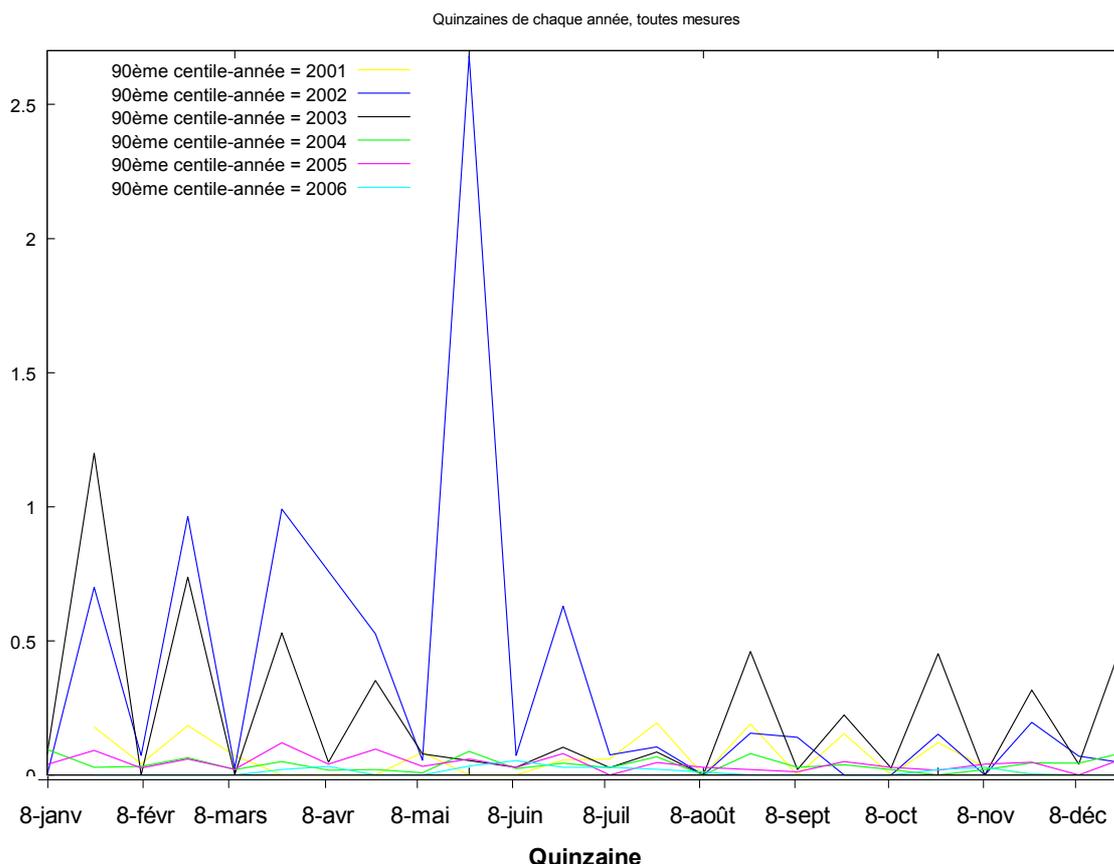


Figure 41 : Oxadixyl, HER de la plaine de la Saône : 90^{ème} centile par quinzaine de jours des résultats d'analyse

Dans la plaine de la Saône, les détections ont été plus importantes en 2002 et 2003, et très faibles depuis. Cette molécule a été interdite fin 2003.

L'oxadixyl a un Koc de 12 L/kg, ce qui est très faible, et une DT50 de 90 jours, ce qui est plutôt long. Il est donc facilement lessivé et à une durée de vie assez longue, ce qui est cohérent avec le fait qu'on en retrouve en hiver.

▪ Conclusion :

Les répartitions spatiale et temporelle (inter ou intra-annuelle) des détections montrent des cohérences avec l'utilisation des molécules (cultures, dates d'application, autorisation de mise sur le marché) et on peut donc émettre des hypothèses pour expliquer les détections. On peut également supposer que la vulnérabilité du milieu joue un rôle. Par exemple, les molécules utilisées sur la vigne se retrouvent beaucoup dans la plaine de la Saône car le Beaujolais est plus vulnérable que les autres vignobles.

Pour la plupart des molécules, l'évolution des détections avant 2001 ou 2002 ne présente pas de tendance nette. C'est sans doute du au nombre insuffisant de données, qui ont surtout augmenté en 2002. Mis à part les quelques molécules avec le plus d'analyses, il est difficile d'interpréter ces années.

On peut constater des différences entre les HER, ce qui montre l'intérêt de ce découpage. Cependant, on peut aussi constater de la variabilité à l'intérieur des HER, notamment pour les plus vastes comme les tables calcaires, l'HER armoricaine et les côtes calcaires Est. Par exemple, les niveaux de contamination ont l'air plus important en Ile-de-France que dans le reste des tables calcaires. Les dépôts argilo-sableux, qui regroupent des zones très éloignées, montrent également des hétérogénéités. Les trois zones Nord présentent des détections particulièrement importantes. Ainsi, le test d'autres découpages paraît intéressant.

Enfin, les descripteurs utilisés ici ne sont pas assez sensibles pour les insecticides.

2.5.5 Comparaison des niveaux de contamination par HER-1 et par molécule

Nous avons constaté que les contaminations n'ont pas la même répartition spatiale, ni la même intensité, selon les molécules. Pour étudier ces différences, nous avons émis comme hypothèse que l'on pouvait identifier des groupes de molécules ayant la même répartition de leur détections entre les HER-1, et que les différences d'intensité des contaminations entre les molécules d'un même groupe dépendent des propriétés des molécules (potentiel de transfert) et des quantités utilisées.

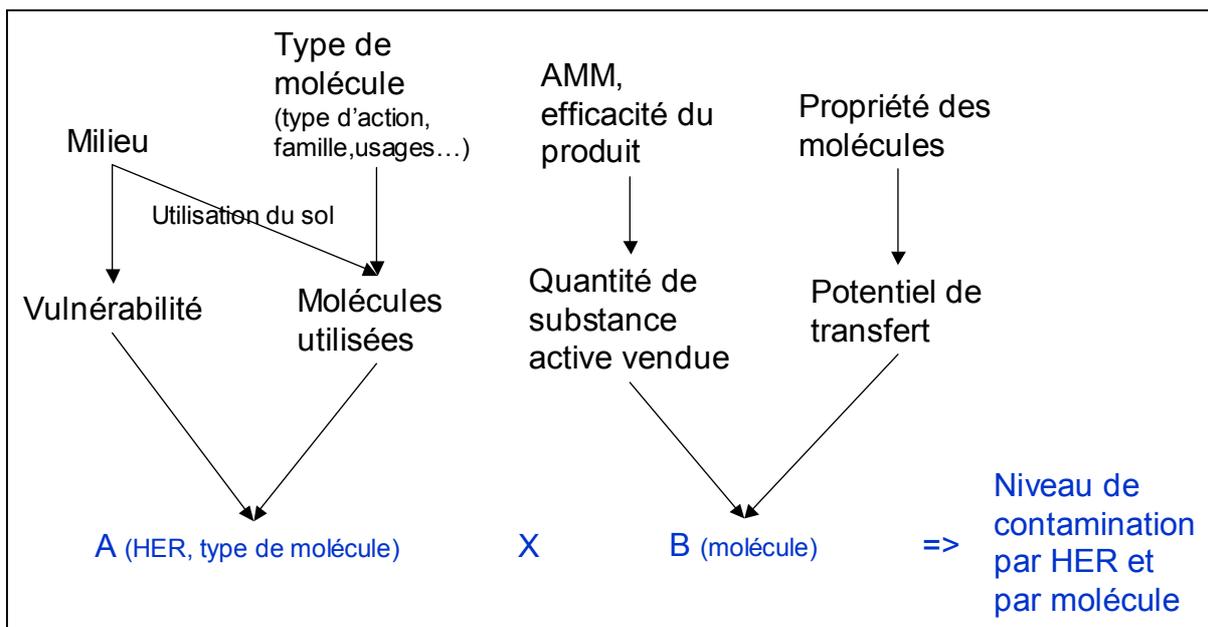


Figure 42 : Hypothèses de décomposition du niveau de contamination selon les différents facteurs

Pour identifier les différentes répartitions, nous avons calculé le pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule et par HER-1, pour l'ensemble de la période 1997-2006. Pour 249 molécules, cette valeur est non nulle dans au moins une HER-1. Nous avons réalisé une analyse en composantes principales (ACP) avec ces valeurs. Nous cherchons à identifier différents types de molécules selon les HER où elles sont le plus détectées.

L'analyse en composante principale a pour objectif la description de données constituées par la mesure de plusieurs caractères sur des individus.

→ Ici, un individu correspond à une molécule. Les caractères mesurés sont les pourcentages de quantifications supérieures à 0,1 µg/L dans chaque HER (un caractère correspond donc à une HER).

Pour étudier visuellement les données, on aimerait représenter les individus en leur assignant comme coordonnées les valeurs des caractères mesurés. Or, s'il y a plus de 3 caractères, il est impossible de le faire. L'ACP vise à représenter les individus dans un graphique à deux dimensions. Ces dimensions, appelées « composantes principales », sont des combinaisons linéaires des caractères telles qu'en moyenne les distances entre les individus seront les mieux conservées. Il s'agit donc d'une réduction du nombre de caractères permettant des représentations géométriques des individus et des caractères.

Le **graphe des individus dans le plan principal** (individuals factor map) est la projection du nuage des individus dans le plan formé par les deux composantes principales. Si les individus sont bien représentés, alors si deux individus sont proches sur le plan, cela signifie qu'ils sont proches dans l'espace d'origine. L'origine du repère est le centre de gravité du nuage des individus.

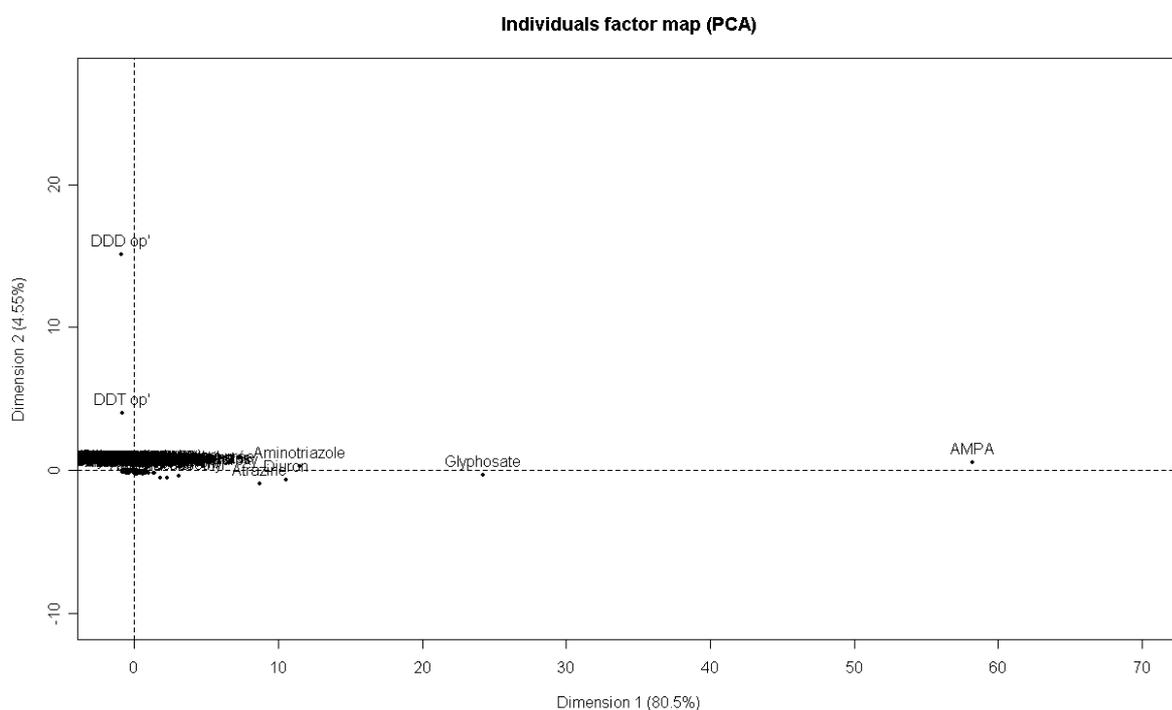


Figure 43 : ACP 1 : Graphe des individus dans le plan principal

→ Dans notre cas, on constate que les molécules s'échelonnent le long de l'axe 1 qui représente à lui seul 80 % de l'inertie du nuage de points³, sauf le DDD op' et le DDT op' qui sont proches de l'axe 2. Ces deux dernières molécules ont donc un comportement très différent des autres.

³ Inertie d'un nuage de points : Moyenne des carrés des distances des points au centre de gravité du nuage.

Le **cercle des corrélations** (variables factor map) est la représentation de chaque caractère par un point dont les coordonnées sont ses corrélations avec les deux composantes principales. Il permet d'interpréter les composantes principales et de repérer rapidement les groupes de caractères liés entre eux ou opposés, à condition toutefois que les points soient proches du cercle de rayon 1. [12]

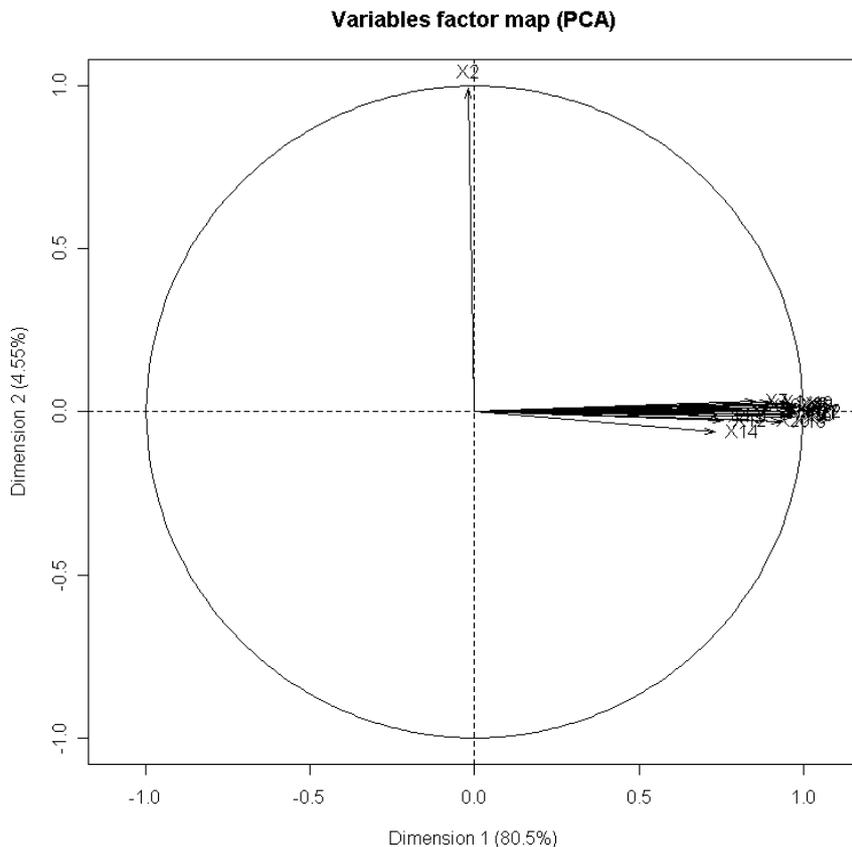


Figure 44 : ACP 1 : Cercle des corrélations

→ Dans notre cas, les points sont pour la plupart proches du cercle. Tous les caractères sont corrélés à l'axe 1, sauf le caractère qui représente l'axe 2. On peut donc identifier deux cas :

- Le DDD op' et le DDT op' ont des taux de concentrations $>0,1 \mu\text{g/L}$ importants dans l'HER 2 (Alpes internes), et moins dans l'ensemble des autres HER.
- Les autres molécules n'ont pas été détectées à des concentrations supérieures à $0,1 \mu\text{g/L}$ dans l'HER 2, mais l'on globalement été dans les autres HER, et ont apparemment un comportement similaire entre elles.

Le DDD op' n'a été détecté que deux fois à des concentrations supérieures à $0,1 \mu\text{g/L}$ dans l'HER 2, une fois dans l'HER 5 et une fois dans l'HER 9 (respectivement 2, 1 et 0 pour le DDT op'). Ces molécules ont été mises en valeur par cette méthode uniquement parce que ce sont les seules à avoir été détectées dans de telles concentrations dans l'HER 2, mais ce n'est pas une information très significative.

Cette analyse a permis de distinguer deux groupes de molécules. Nous avons recommencé l'analyse en retirant les individus DDD op' et DDT op', afin de chercher à préciser le comportement des autres molécules.

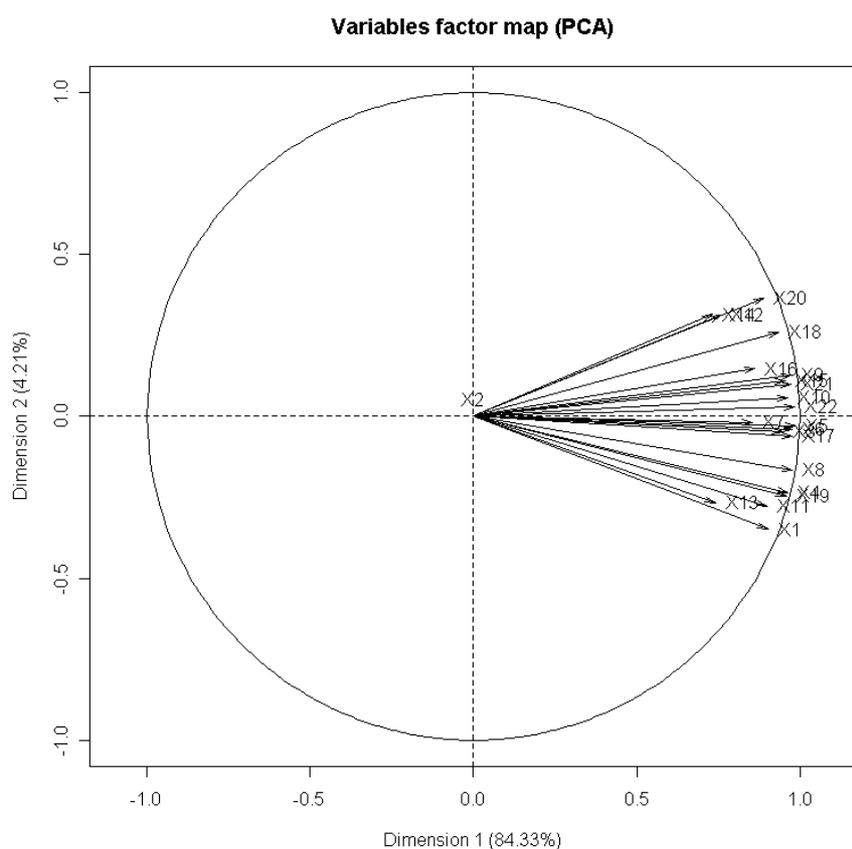


Figure 45 : ACP 2 : Cercle des corrélations

Les différentes HER apparaissent corrélées. Par exemple, les HER n°5 (Jura et Préalpes Nord) et 8 (Cévennes) sont très corrélées entre elles (cf. Figure 46).

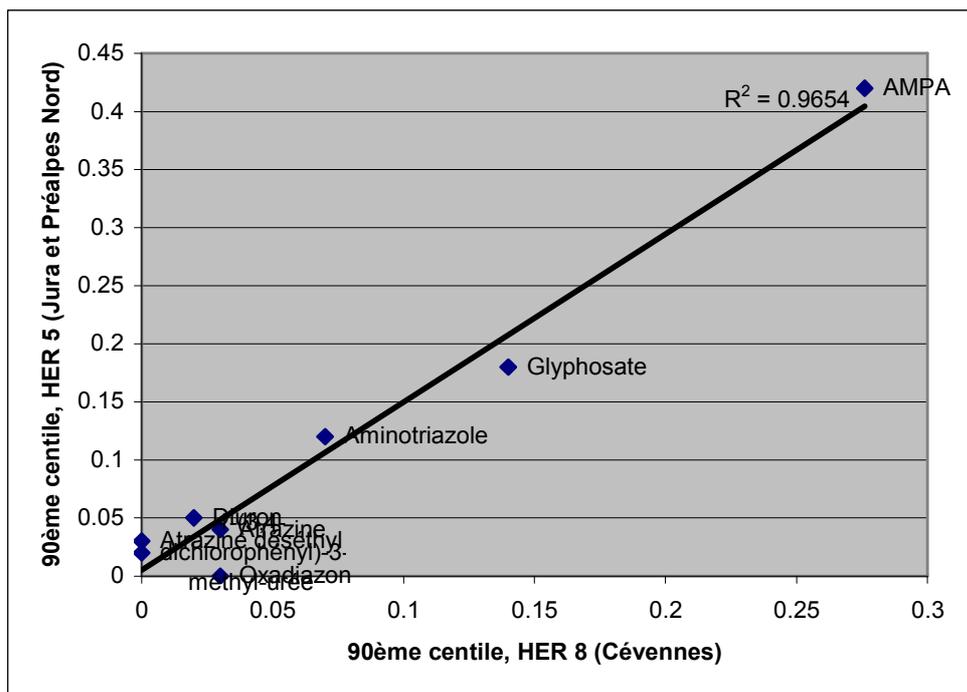


Figure 46 : 90ème centile des concentrations pour la période 1997-2006 dans l'HER n°5 par rapport aux 90ème centile des concentrations dans l'HER n°8

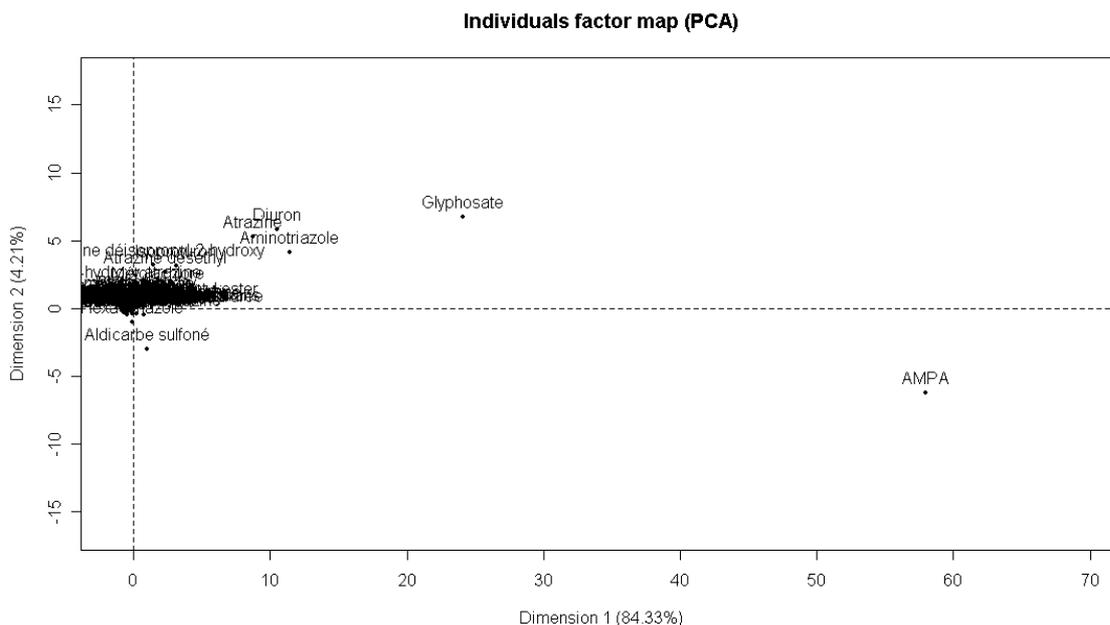


Figure 47 : ACP 2 : Graphe des individus dans le plan principal

Cependant, la contribution de l'AMPA à la dimension 1 est de 75 %. Quelques molécules sont détectées à des niveaux beaucoup plus importants que les autres et sont donc les seules à peser dans l'ACP. Comme elles sont fortement corrélées (cf. Figure 48), les HER apparaissent corrélées, même si les autres molécules n'ont pas la même répartition. Les différences entre les molécules sont beaucoup plus importantes que les différences de répartition, donc celles-ci ne sont pas visibles par cette méthode. C'est l'effet taille.[13]

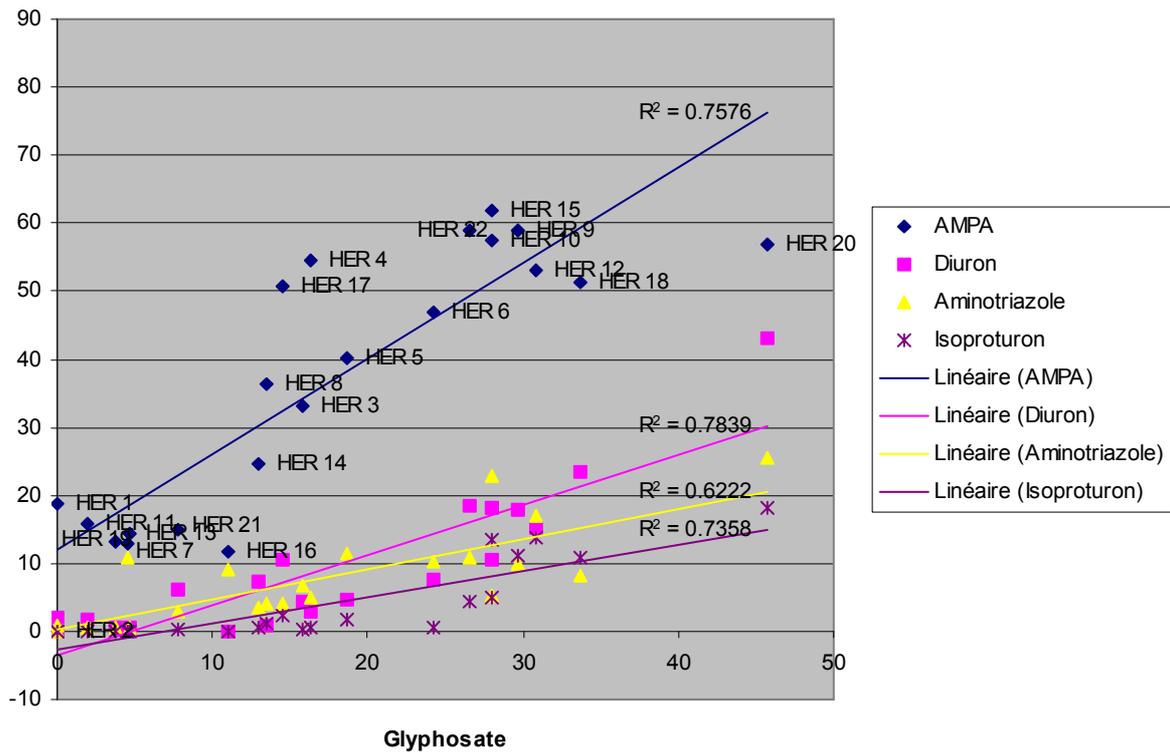


Figure 48 : 90ème centile des concentrations par HER-1, pour la période 1997-2006, de l'AMPA, du diuron, de l'aminotriazole et de l'isoproturon par rapport à ceux du glyphosate

Pour contourner cet effet, Nous avons réalisé la même ACP mais en divisant chaque valeur par la somme sur les HER des valeurs prises par la molécule (ACP 3).

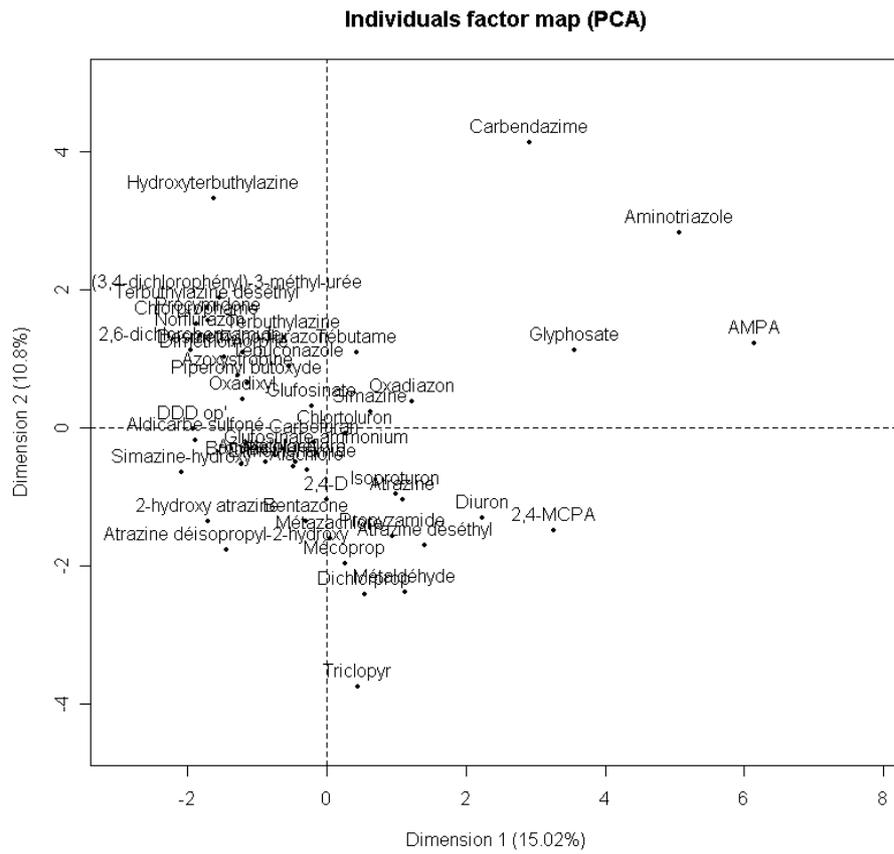


Figure 49 : ACP 3 : Graphe des individus dans le plan principal

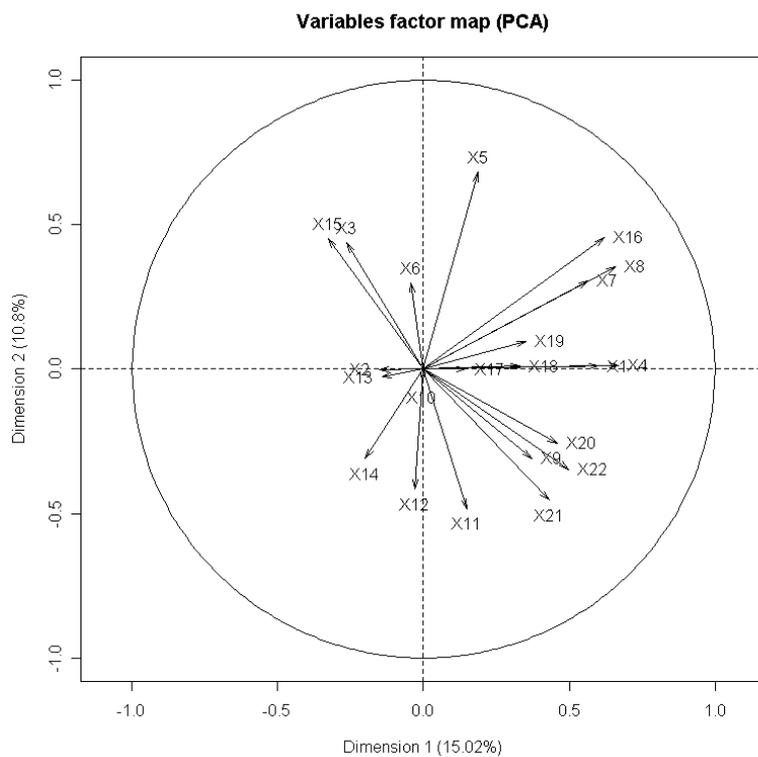


Figure 50 : ACP 3 : Cercle des corrélations

L'inertie portée par les deux composantes principales est faible, et on ne voit pas de tendance nette.

Nous avons essayé la même ACP, mais en ne normant pas les variables, afin de donner plus de poids aux HER avec une grande variabilité (ACP 4).

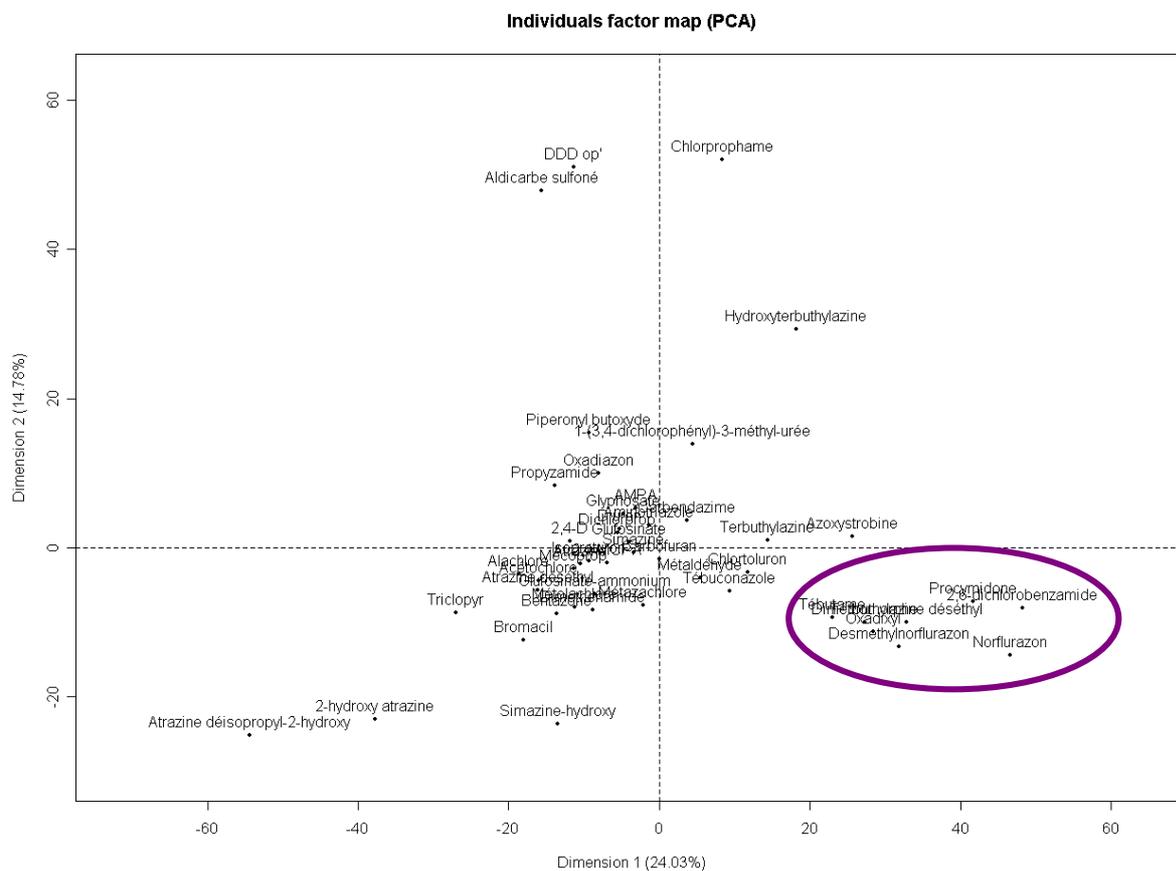


Figure 51 : ACP 4 : Graphe des individus dans le plan principal

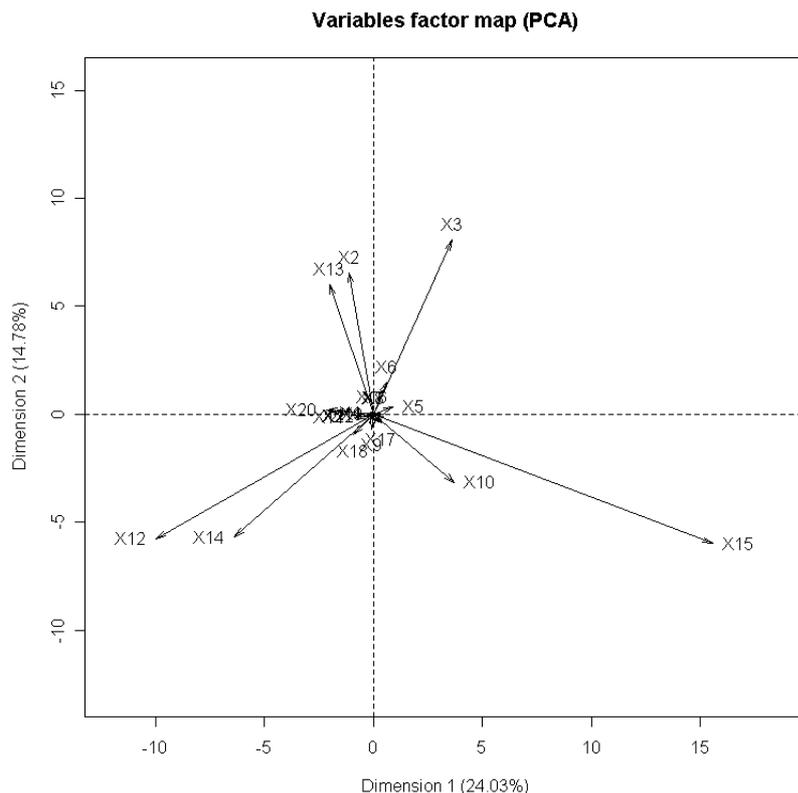


Figure 52 : ACP 4 : Représentation des variables dans le plan principal

La dimension 1 détache un groupe de molécules utilisées sur vigne, qui sont surtout détectées dans l'HER 15 (Plaine de la Saône) et dans une moindre mesure dans l'HER 10 (Tables calcaires Est) : norflurazon, desméthylnorflurazon, oxadixyl, 2,6-dichlorobenzamide (métabolite du dichlobénil), procymidone, diméthomorphe, ainsi que le tébutame (colza). Par contre, la dimension 2 et les suivantes mettent en lumière des cas particuliers de molécules présentes avec un taux important dans une HER, mais avec peu d'analyses, et peu présentes ailleurs. Il s'agit plus de problèmes dans le plan de surveillance. Par exemple, la 2-hydroxy atrazine est détecté avec un taux important dans l'HER 14 (Coteaux aquitains), mais cela porte sur très peu d'analyses (cf. Figure 53).

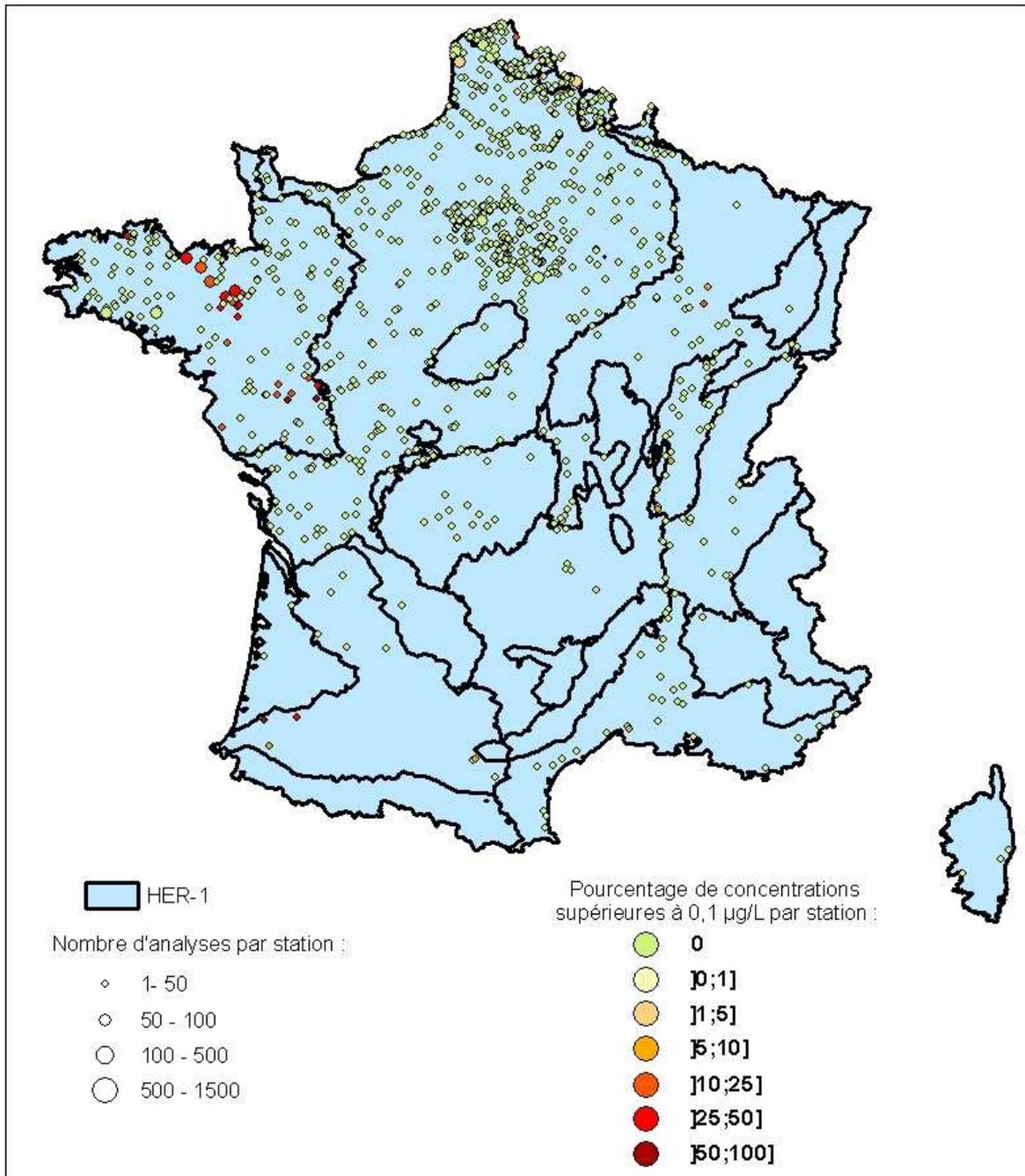


Figure 53 : 2-hydroxy atrazine : carte du nombre d'analyses et du pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par station, de 1997 à 2006

Vu le peu de résultats avec ces analyses, nous avons réalisé une ACP avec les mêmes valeurs (pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule et par HER-1), mais en inversant les variables et les individus (les variables sont les molécules, et les individus les HER-1), ceci afin de souligner les corrélations entre les molécules plutôt qu'entre les HER. Cette analyse a été réalisée uniquement avec les données concernant les 55 molécules les plus détectées à des concentrations supérieures à 0,1 µg/L et avec plus de 10.000 analyses en tout (ACP 5).

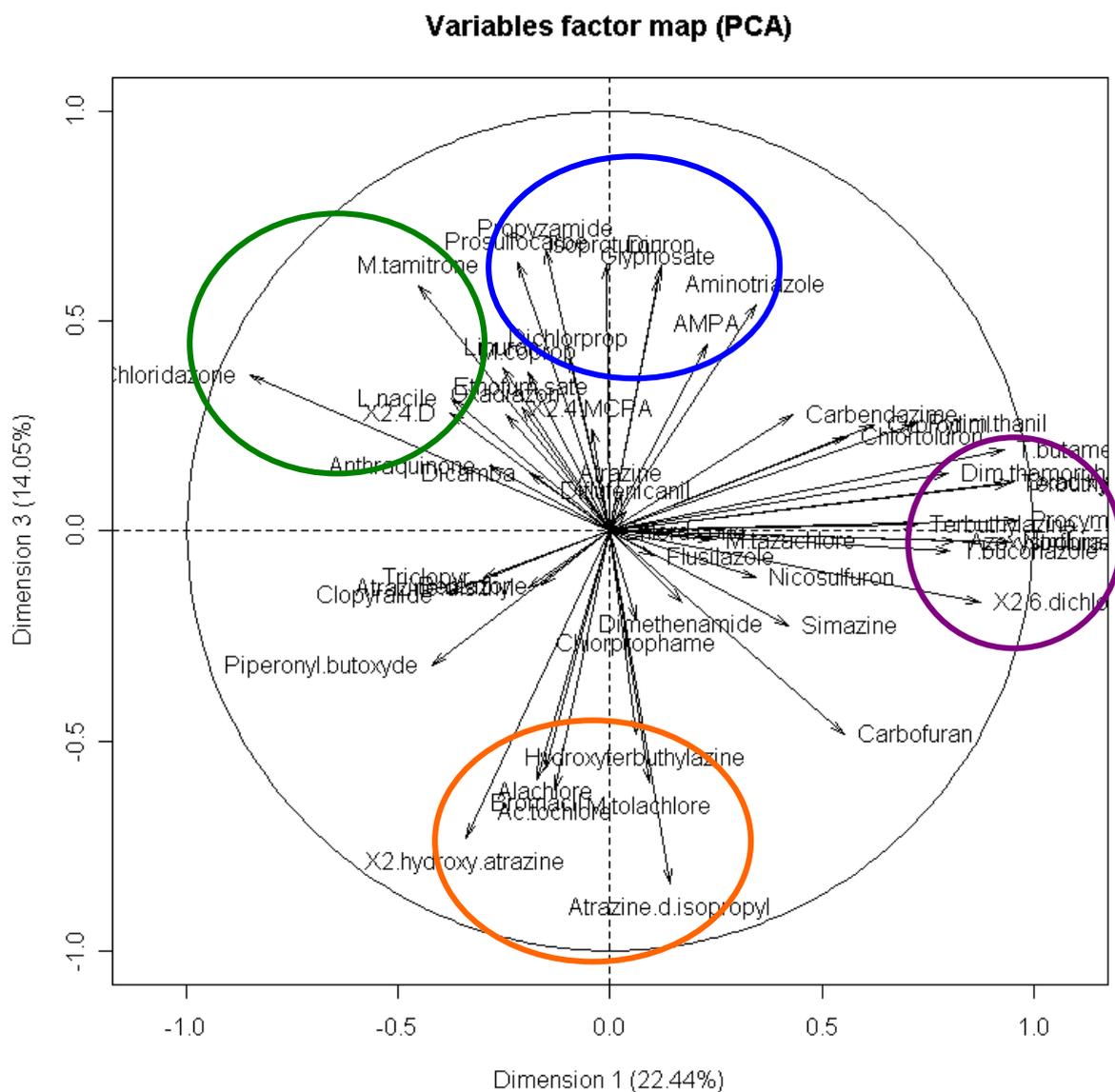


Figure 54 : ACP 5 : Cercle des corrélations dans le plan principal

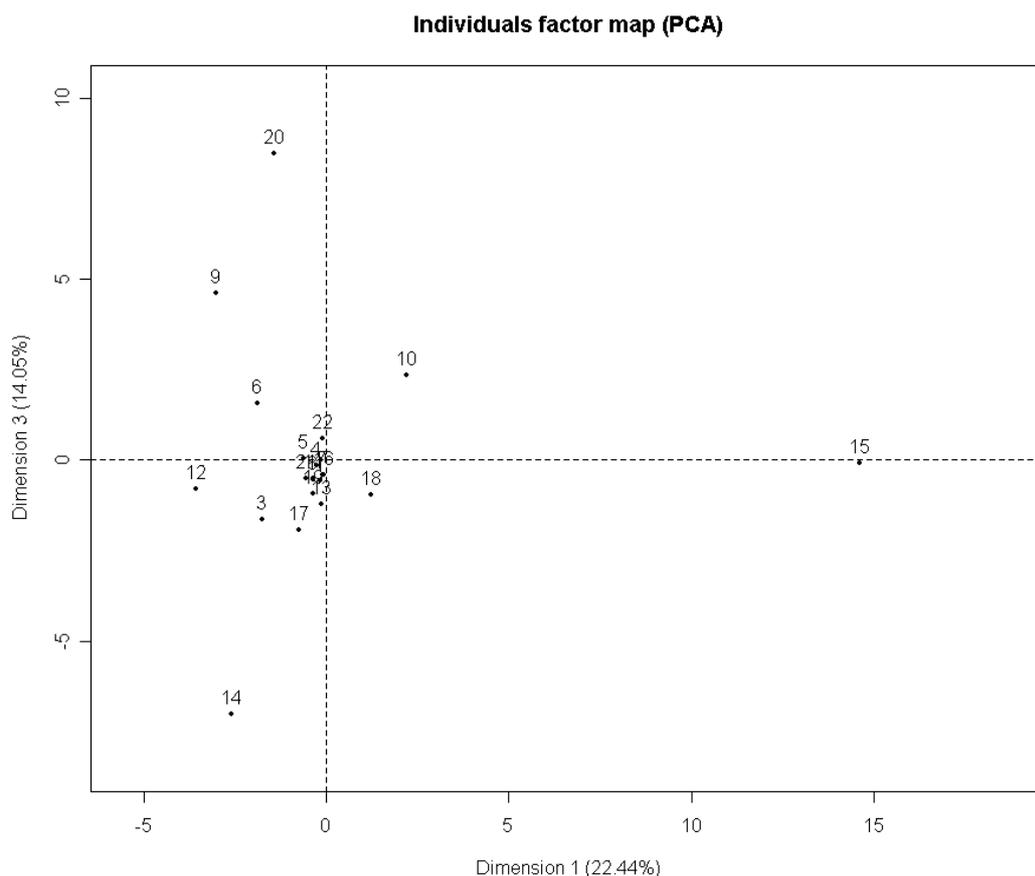


Figure 55: ACP 5 : Graphe des individus dans le plan principal

La première dimension sépare les molécules surtout détectées dans l’HER 15 (plaine de la Saône) et dans une moindre mesure dans l’HER 10 (Côtes calcaires Est). C’est le groupe déjà identifié avec l’ACP 4. Ces molécules sont toutes utilisées sur vigne, entre autres usages, sauf le tébutame.

Tableau 2 : Molécules du premier groupe et usages associés

Azoxystrobine	utilisation sur vigne et autre
Diméthomorphe	
Norflurazon	
Oxadixyl	
Procymidone	
Tébuconazole	
Terbutylazine	
2,6-dichlorobenzamide	
Terbutylazine déséthyl	
Tébutame	colza

Les molécules sur vigne sont surtout retrouvées dans le Beaujolais, alors que le tébutame l’est davantage dans la partie Nord de la plaine de la Saône.

La deuxième dimension sépare les HER 9 (Tables calcaires) et 20 (dépôts argilo-sableux) d'un côté, associés au deuxième groupe de molécules, et 14 de l'autre (coteaux aquitains), associé au troisième groupe.

Tableau 3 : Molécules du deuxième groupe et usages associés

AMPA	très nombreux usages
Glyphosate	
Propyzamide	
Diuron	vigne, arbres fruitiers, zone non agricole
Aminotriazole	
Isoproturon	céréales
Prosulfocarbe	céréales, pommes de terre

Ces molécules sont utilisées sur des cultures très variées. Leur répartition reflète donc peut-être l'intensité de l'agriculture et/ou la vulnérabilité du milieu.

Tableau 4 : Molécules du troisième groupe et usages associés

Alachlore	maïs et tournesol
Métolachlore	
Acétochlore	maïs
Carbofuran	
Atrazine déisopropyl	
2-hydroxy atrazine	
Bromacil	zone non agricole, arbres fruitiers

Les molécules du troisième groupe sont utilisées sur maïs, sauf le bromacil. Cependant, d'autres substances actives ayant le même usage ne font pas partie de ce groupe, comme l'atrazine. Il est étonnant que deux métabolites de l'atrazine en fassent partie. Nous avons vu que ces molécules sont particulièrement mal surveillées dans l'HER 14, ce qui fausse les résultats (cf. Figure 53). L'alachlore, le métolachlore et l'acétochlore appartiennent à la même famille des chloroacétamides.

Enfin, un quatrième groupe se détache, avec de fréquentes détections dans l'HER 9. La plupart des ces molécules sont utilisées sur betterave.

Tableau 5 : Molécules du quatrième groupe et usages associés

Métamitron	betterave
Lénacile	
Chloridazone	
Ethofumésate	betterave, cultures légumières
2,4-D	céréales
Oxadiazon	Vigne, arbres fruitiers et d'ornement, tournesol, zone non agricole

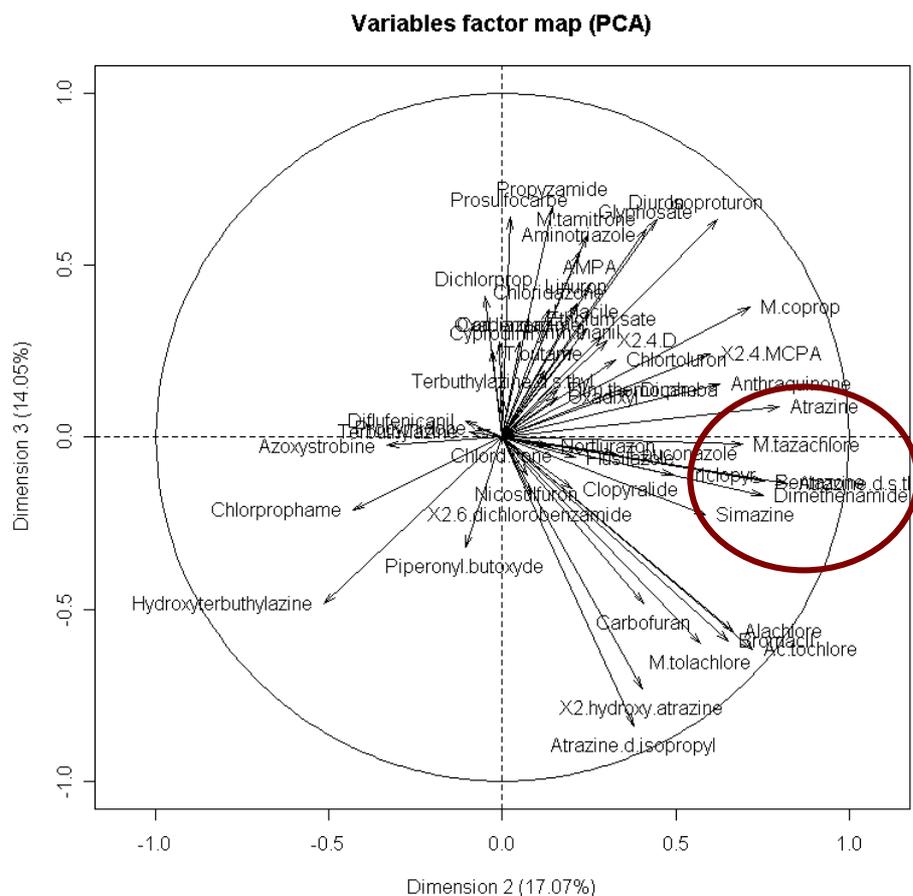


Figure 56 : ACP 5 : Cercle des corrélations dans le plan formé par les deuxième et troisième dimensions

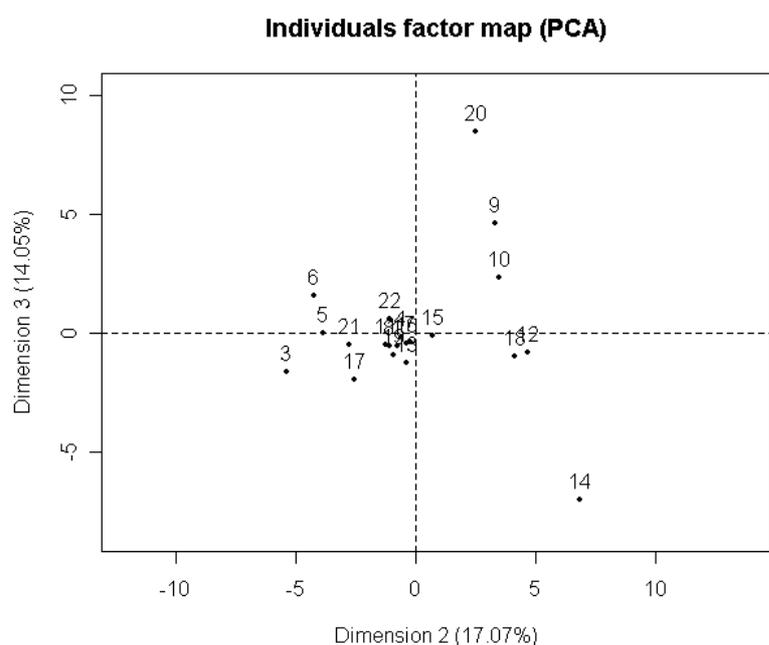


Figure 57 : ACP 5 : Graphe des individus dans le plan formé par les deuxième et troisième dimensions

La troisième dimension sépare les HER 20, 9, 10, 12, 18, 14 des autres et un cinquième groupe de molécules, correspondant là-encore à des usages variés.

Tableau 6 : Molécules du cinquième groupe et usages associés

Antraquinone	traitement semences
Atrazine	maïs
Atrazine déséthyl	
Dimethenamide	
Métazachlore	colza
Simazine	vigne, zone non agricole, arbres fruitiers, maïs
Triclopyr	débroussaillage
Bentazone	maïs céréales

La quatrième dimension ne porte plus que 9,3 % d'inertie.

Nous avons donc identifié quelques groupes de molécules qui sont détectées avec une répartition spatiale similaire. Certains groupes peuvent être justifiés par l'usage des molécules.

Ensuite, nous avons cherché à mettre en évidence une relation entre les niveaux de contamination au sein d'un même groupe et le potentiel de transfert de ces molécules. La Figure 58 montre le pourcentage de concentrations quantifiées supérieures à 0,1 µg/L par HER et par molécule en fonction de l'indice de Gustafson (tiré de la base de données Footprint [14]) pour le premier groupe (molécules employées en viticulture). Même en excluant le tébutame (utilisé sur cloza), on ne met pas en évidence de relation entre l'intensité des détections et le potentiel de transfert. De plus, ce potentiel peut être estimé de différentes façons et n'est pas le même selon les bases de données, comme Footprint et Siris (cf. Figure 58 et Figure 59)

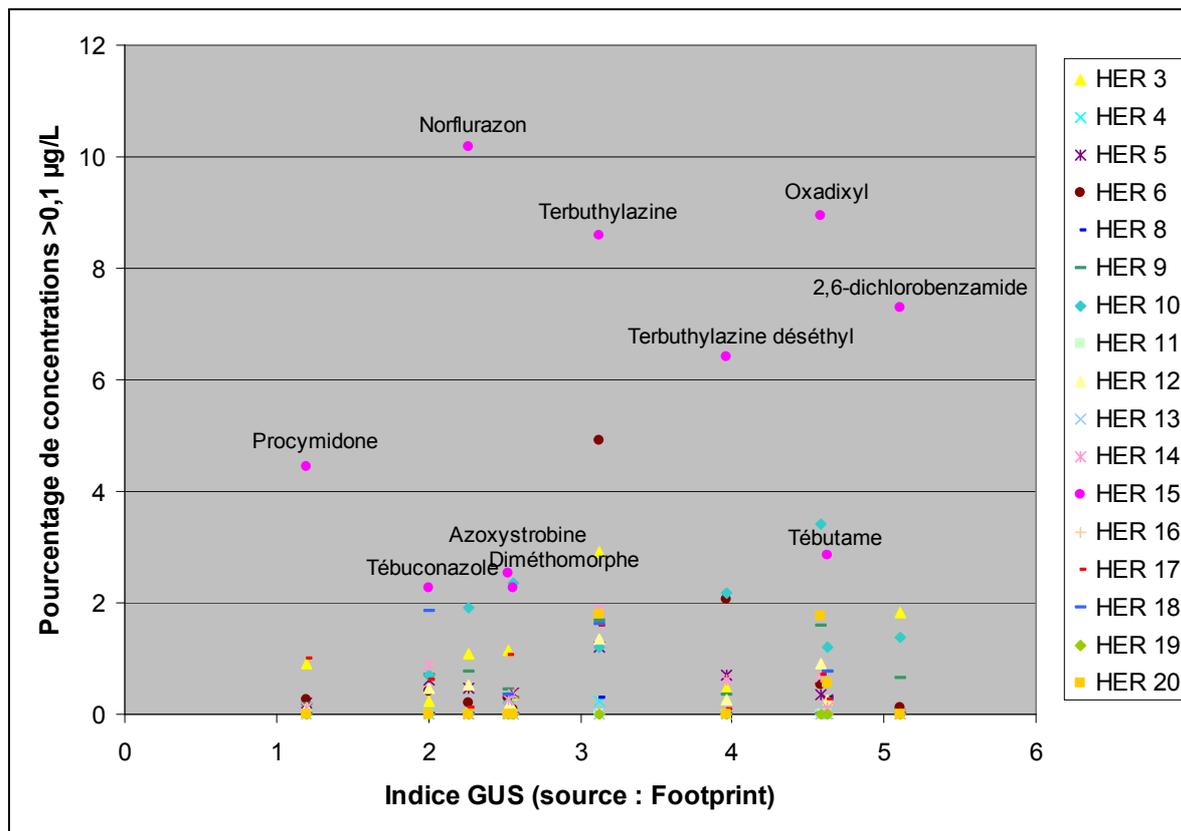


Figure 58 : Pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule et par HER-1 en fonction de l'indice GUS des molécules (tiré de la base Footprint), pour le groupe 1

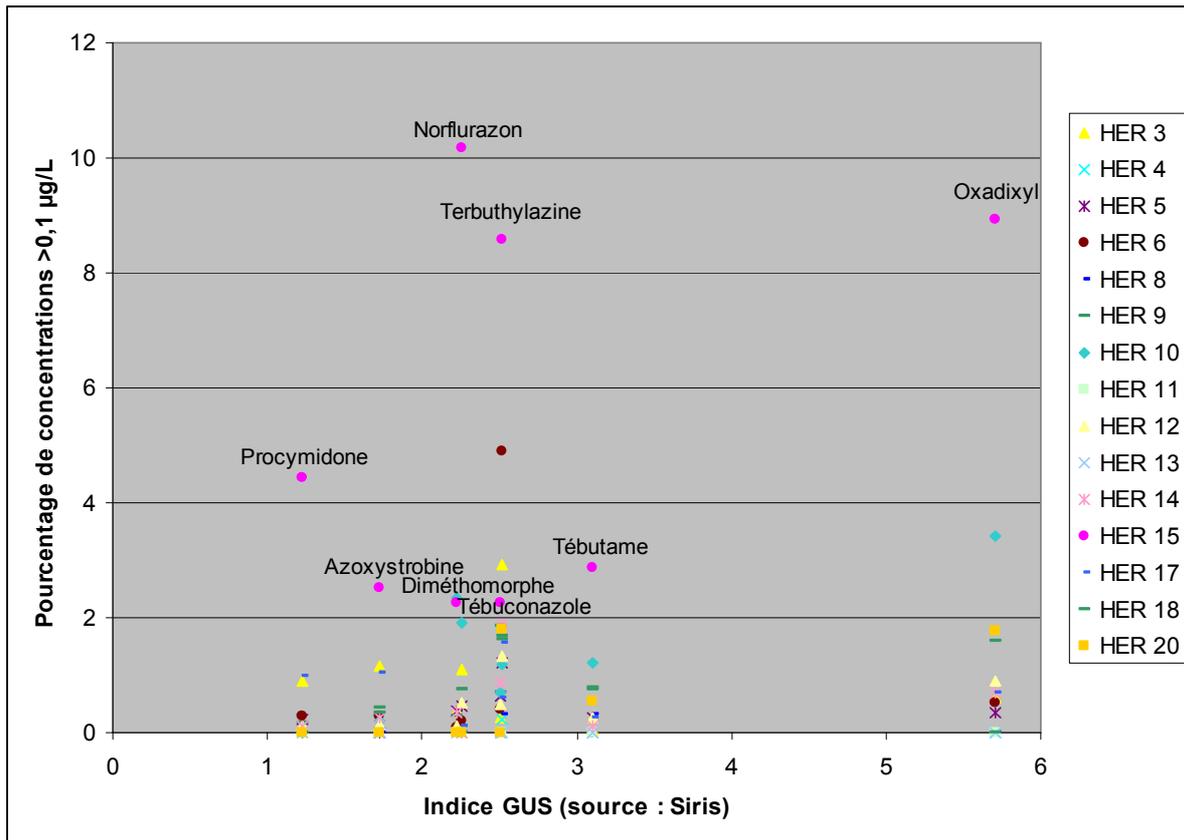


Figure 59 : Pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule et par HER-1 en fonction de l'indice GUS des molécules (tiré de la base Siris), pour le groupe 1

De même, on ne peut mettre en évidence de relation pour les groupes 2 et 3 (Figure 60 et Figure 61)

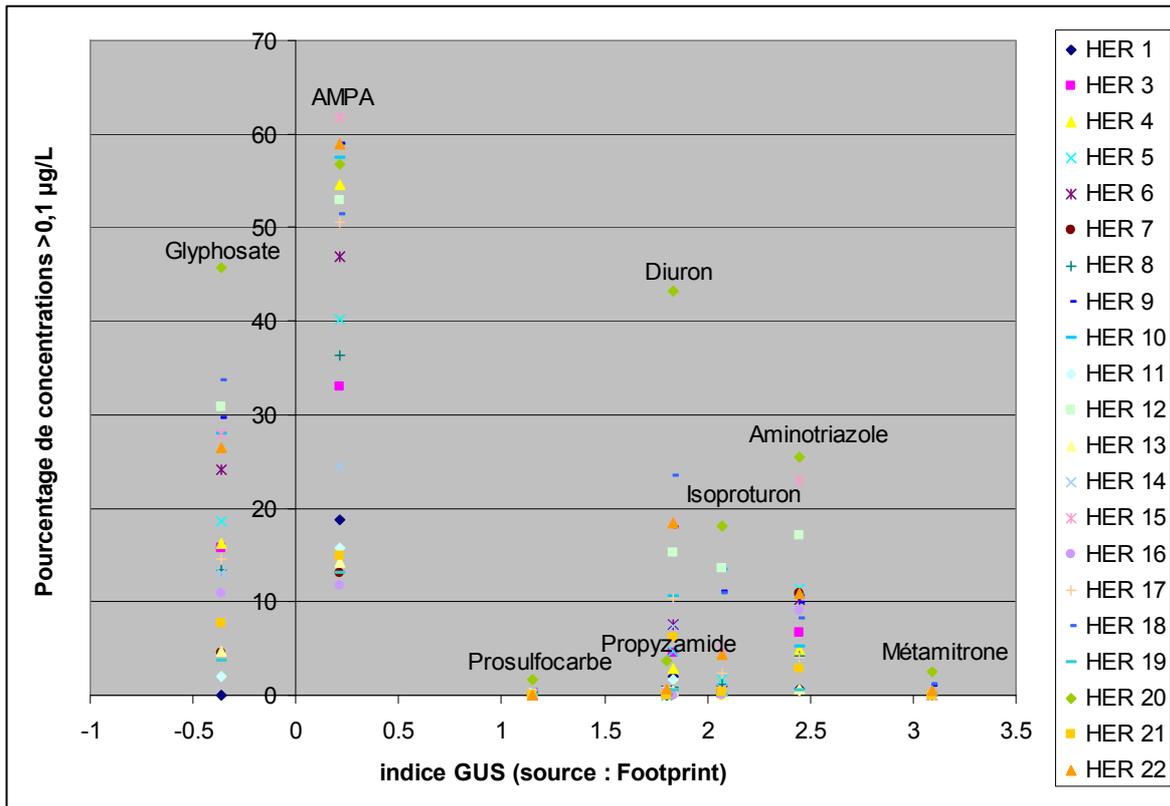


Figure 60 : Pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule et par HER-1 en fonction de l'indice GUS des molécules (tiré de la base Footprint), pour le groupe 2

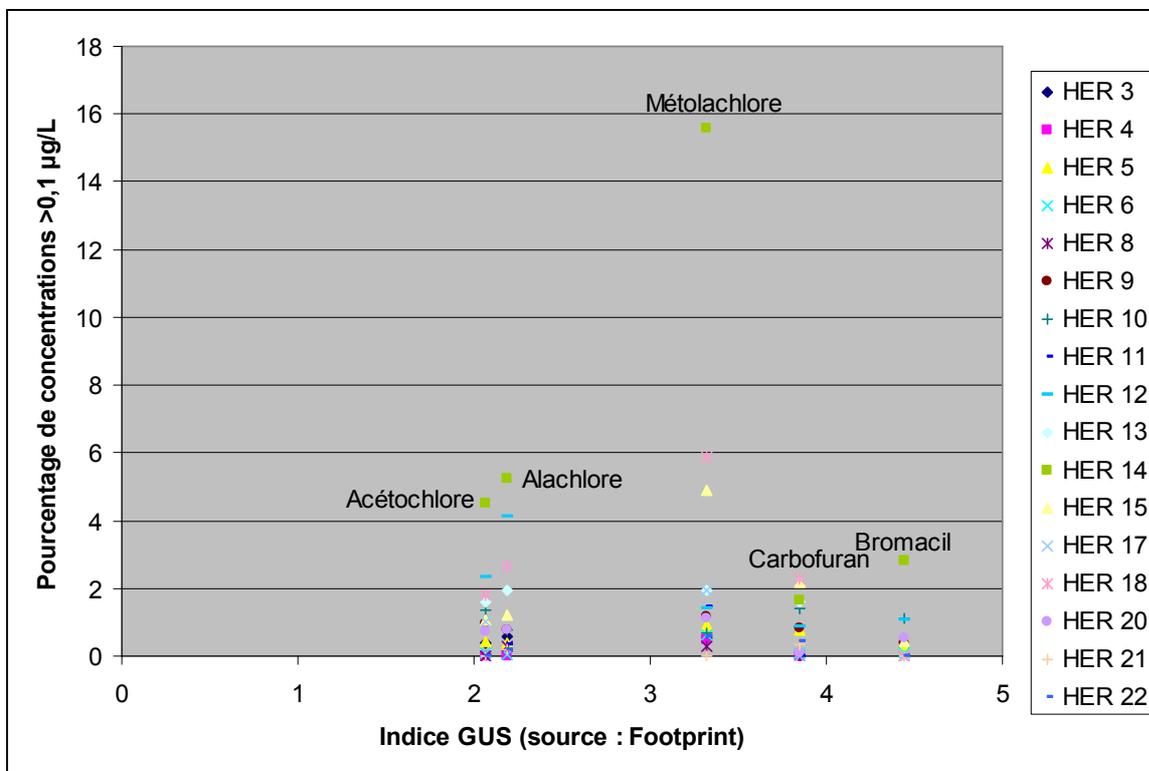


Figure 61 : Pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule et par HER-1 en fonction de l'indice GUS des molécules (tiré de la base Footprint), pour le groupe 3

On peut identifier plusieurs freins à cette analyse. Tout d'abord, nous ne connaissons pas les quantités de substances actives épandues. Ensuite, nous avons vu les variations dans l'estimation des propriétés des molécules. Enfin, les différences de surveillance entre les molécules biaisent l'estimation de la contamination.

2.5.6 Test d'autres découpages

Le découpage géographique en HER de niveau 1 était intéressant a priori car il est basé sur des critères ayant une influence sur le transfert des produits phytosanitaires. Nous avons pu effectivement constater des différences entre les HER-1 au niveau des détections.

Cependant, on peut aussi constater visuellement que dans certains cas ce découpage n'est pas adapté aux résultats. Par exemple, l'HER des tables calcaires présente beaucoup plus de détections en Ile-de-France que dans le reste de l'HER. De même, la partie Nord de l'HER armoricaine présente moins de détections pour certaines molécules (différence visible pour les Otex également). Enfin, les parties Nord de l'HER 20 ont beaucoup plus de détections que les parties sud. De plus, les HER-1 sont de taille très hétérogènes. Les tables calcaires, notamment, sont particulièrement vastes. Il a donc semblé intéressant d'envisager d'autres découpages.

Les Hydro-écorégions de niveau 2 ont des surfaces beaucoup plus petites que celles de niveau 1, le nombre d'analyses par régions en est d'autant diminué, ce qui prive d'intérêt un regroupement par zone géographique.

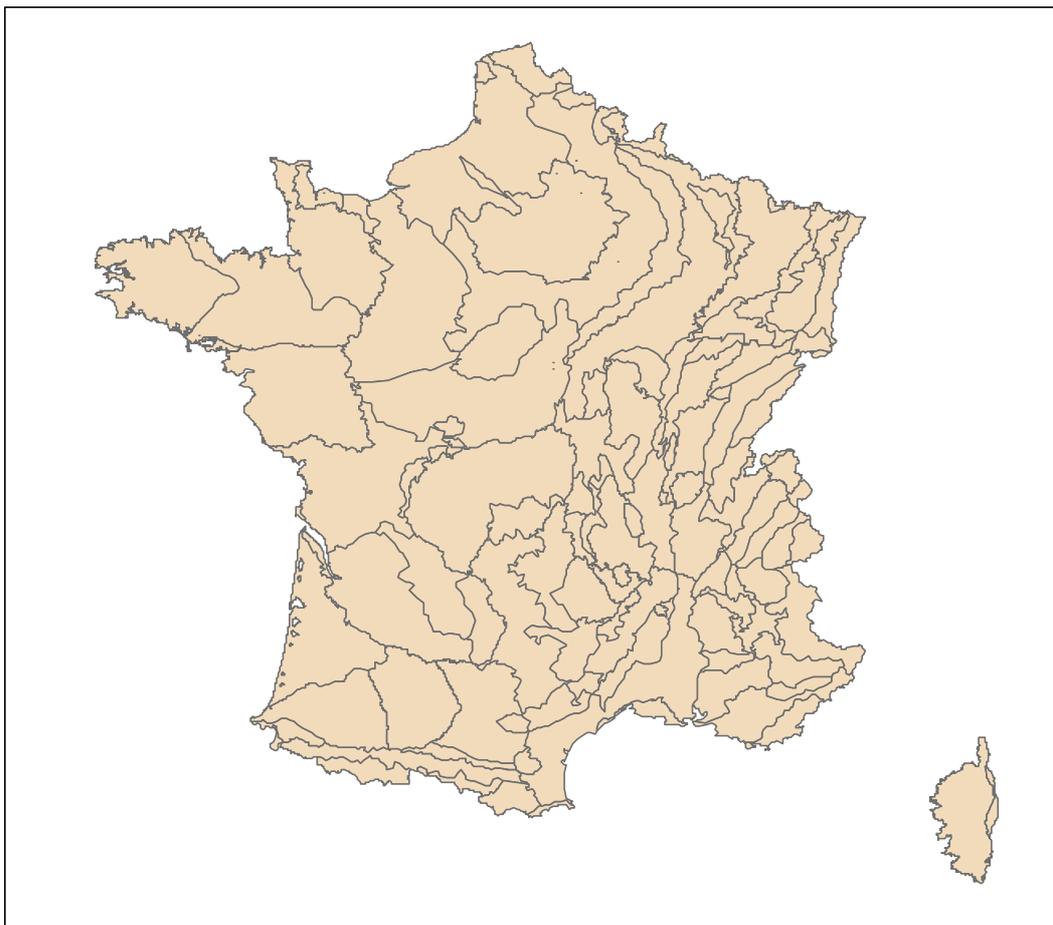
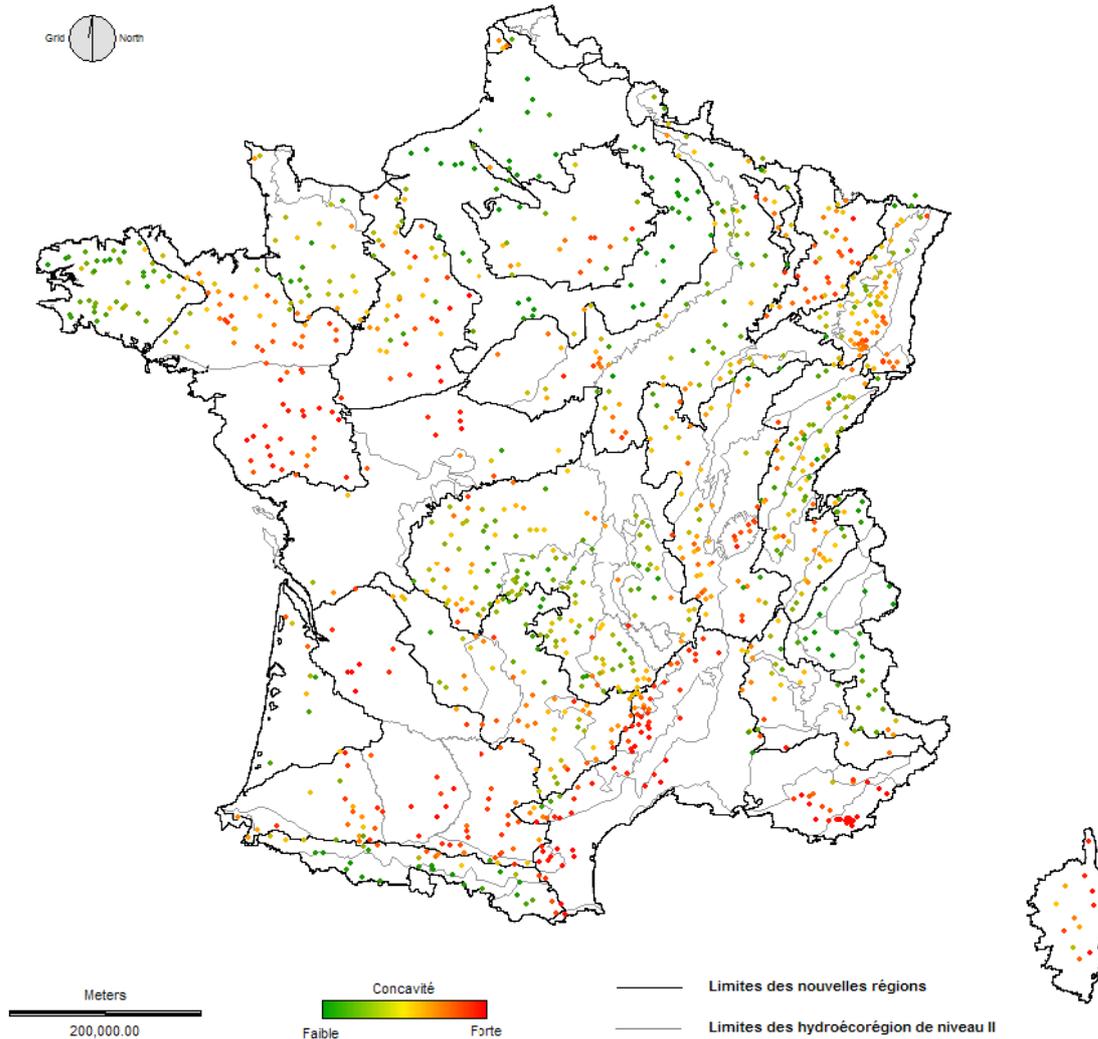


Figure 62 : Carte des Hydro-écorégions de niveau 2

Un autre regroupement des HER de niveau 2 a été effectué sur la base de critères hydrologiques, grâce aux courbes de débits classés. [15]



Nous avons donc affaire à deux regroupements différents (HER-1 et HER hydrologiques) des résultats par HER-2 ou par station. Une méthode envisagée pour comparer ces regroupements a été la comparaison des inerties interclasses. Cependant, il n'y a pas le même nombre de classes dans les deux cas : il y a 22 HER-1 et 20 HER hydrologiques. Or, l'inertie interclasse dépend du nombre de classes.

On peut également envisager un découpage qui tiendrait compte des HER et de l'usage du sol.

Aucune méthode satisfaisante de validation des découpages n'a été trouvée.

2.5.7 Limites

Une limite importante à l'interprétation par entités géographiques est imposée par les stations qui sont situées sur des cours d'eau exogènes à l'entité, c'est-à-dire qui n'ont pas leur source dans l'entité ou dont un des affluents n'a pas sa source dans l'entité. Dans ce cas, les pesticides détectés peuvent provenir de l'entité d'où vient le cours d'eau, et non de celle où est située le site de prélèvement. Il n'a pas été possible de séparer ces stations car même si le cours d'eau est indiqué dans la base de données pour une partie des stations, c'est par son libellé, qui peut être écrit de différentes façons (avec ou sans article, suivi du mot « rivière » ou non...), ce qui rend fastidieux les comparaisons avec une base de données géographiques.

Les autres limites sont celles des différences déjà relevées entre les plans d'analyse.

3 Interprétation à l'échelle régionale

3.1 Objectifs

Pour avoir accès à plus d'informations précises, notamment sur les usages de produits phytosanitaires, il a été envisagé de faire une interprétation à l'échelle régionale, pour tester une méthode d'interprétation éventuellement transposable à l'échelle nationale.

La région choisie a été la région Rhône-Alpes pour accéder plus facilement aux données.

3.2 Données à disposition

- Analyses de molécules pesticides dans les eaux : les données utilisées ont été celles de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse récupérées sur leur site Internet, afin de disposer de données mieux renseignées.
- Données sur les organismes aquatiques : valeurs des indices biologiques diatomées (IBD) et global normalisé (IBGN) provenant également de l'agence de l'eau RMC.
- Données sur la vente de substances actives : quantités vendues par substance active, par type de culture et par département pour la campagne 2005-2006. Ces données proviennent d'enquêtes réalisées dans le cadre de la CROPP (groupe régional chargé en Rhône-Alpes de la coordination des actions dans le domaine de la pollution des eaux par les pesticides) auprès des structures distributrices de produits phytosanitaires.
- Surface de chaque culture par canton provenant du recensement général agricole de 2000.
- Mesure des débits aux stations hydrométriques : données extraites de la banque Hydro

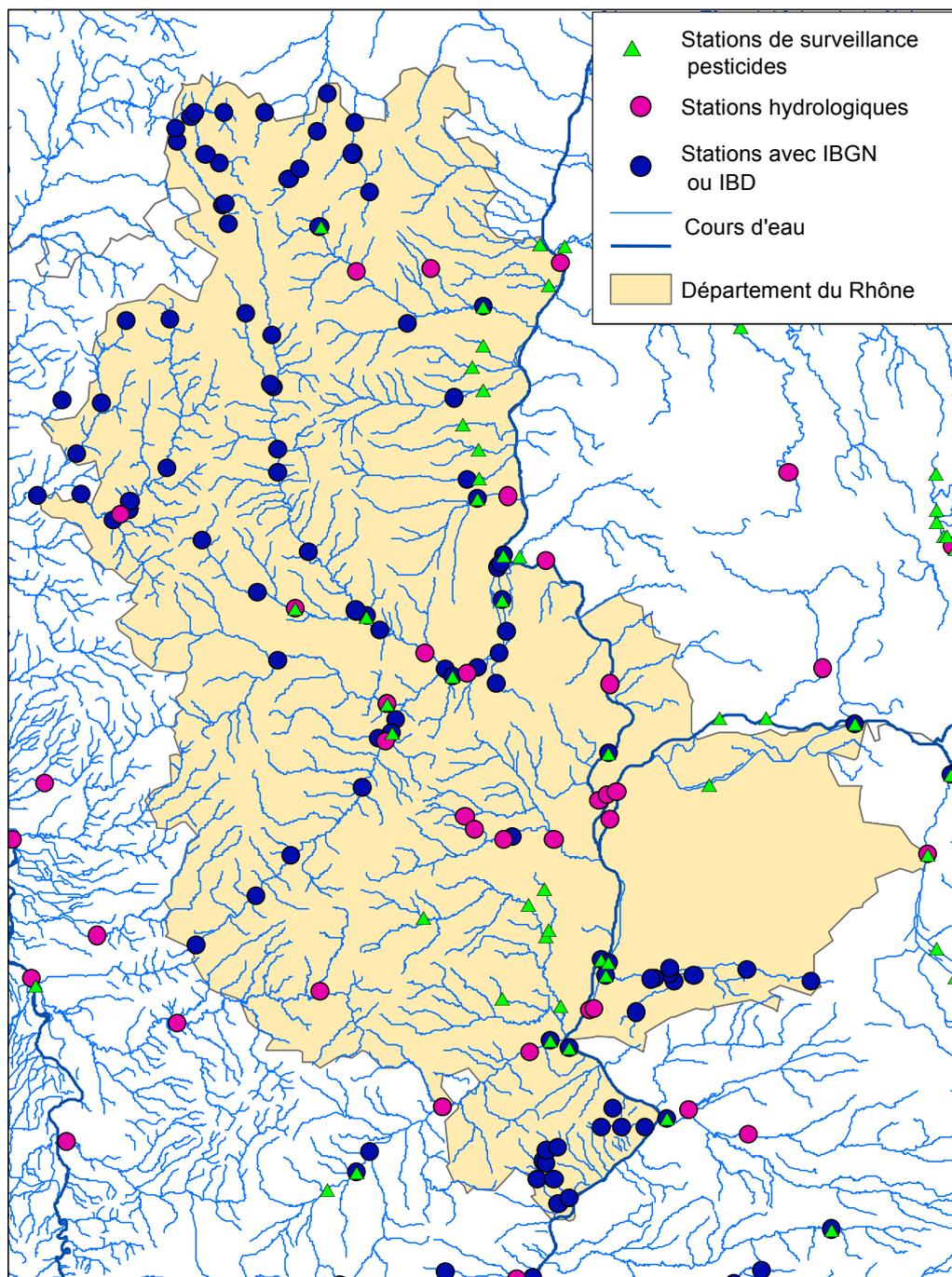


Figure 63 : Localisation des stations de surveillance pesticides, des stations hydrométriques et des sites de prélèvement pour le calcul des indices biologiques dans le département du Rhône

Le croisement des différents critères diminue la quantité de données utilisables. Par exemple, pour le département du Rhône, les tronçons de rivière comportant des analyses de pesticides et de mesures de débit sont :

- L'Ardières entre Beaujeu et Saint-Jean-d'Ardières (station hydro U4505010, station pesticides 06057200)
- La Brèvenne à Saint-Bel (station hydro U4635010, station pesticides 06055000)
- Le Morgon entre Gleizé et Villefranche-sur-Saône (station hydro U4525210, station pesticides 06052930)
- L'Azèrgues ente Legny et Châtillon (station hydro U4624010, station pesticides 06800009)

- Le Gier entre Saint-Chamond et Rive-de-Gier (station hydro V3114010, station pesticide 06095000) et à Givors (station hydro V3124010, station pesticide 06097000)

3.3 Résultats

3.3.1 Détections et débit

Sans connaître les dates d'application, l'étude des résultats de surveillance des pesticides n'a pas donné de résultats.

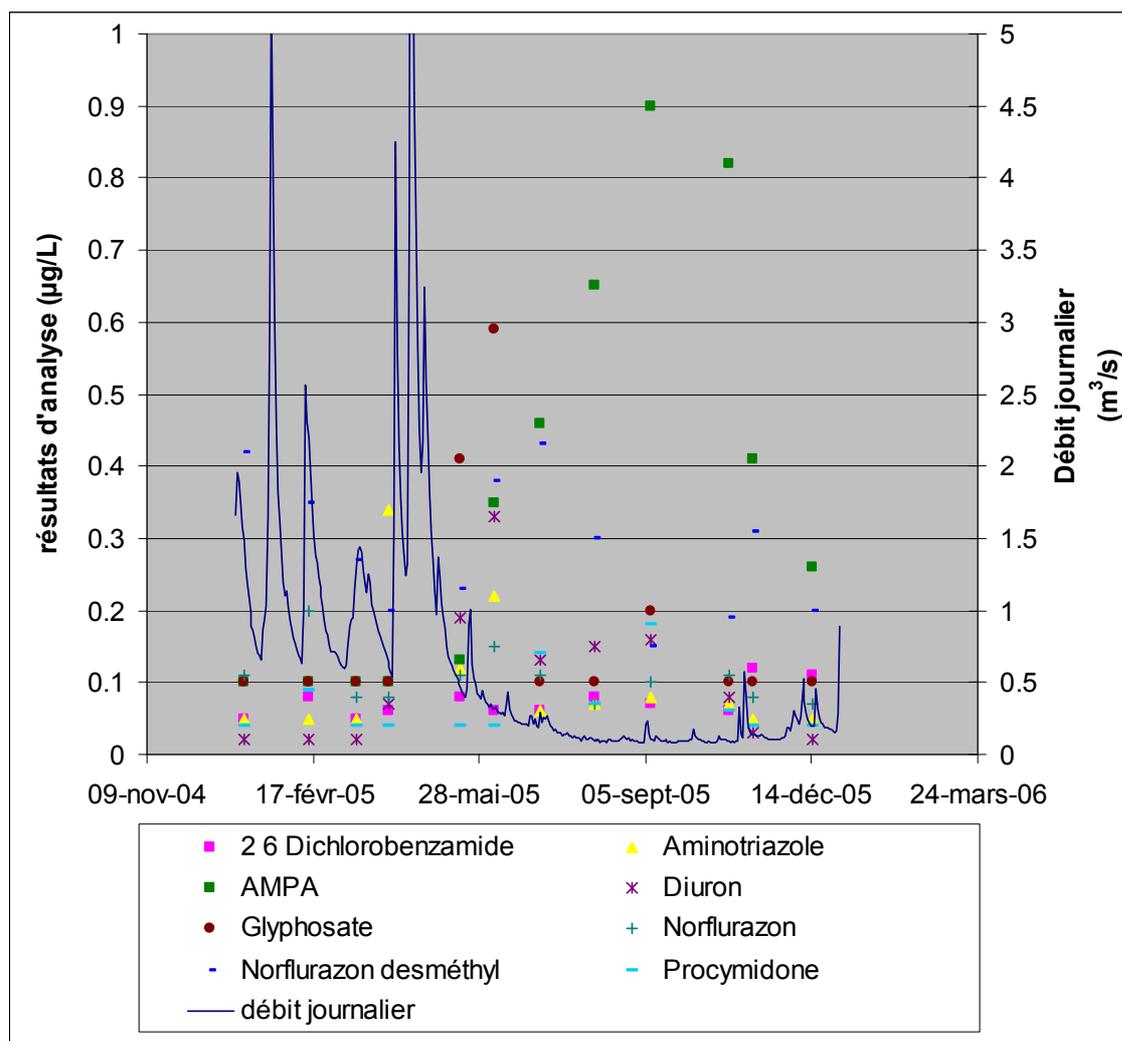


Figure 64 : Ardères, 2005 : Concentration quantifiée ou seuil de quantification des molécules les plus détectées, et débit journalier

Les molécules détectées en 2005 au niveau de cette station n'ont pas été recherchées en 2006.

3.3.2 Evolution des détections

Parmi les exemples étudiés, on ne retrouve pas la même évolution des détections d'année en année, sauf pour l'AMPA.

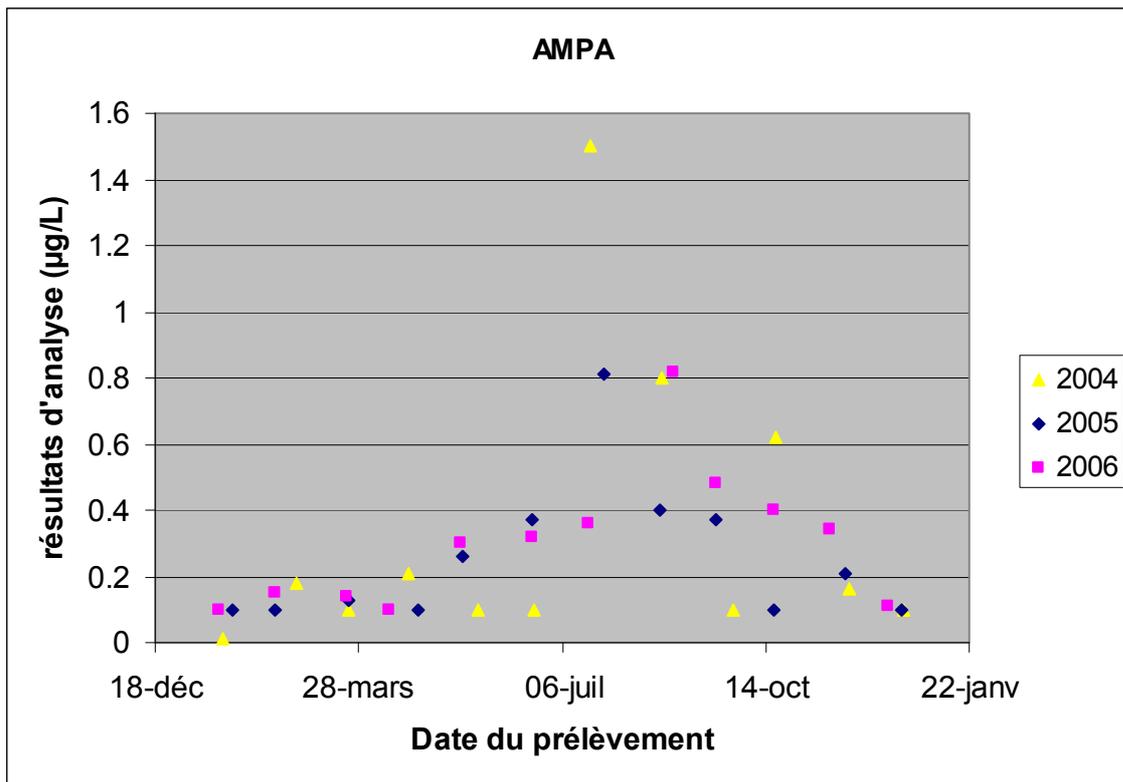


Figure 65 : Brévenne : Résultats d'analyse de l'AMPA (concentration quantifiée ou seuil de quantification)

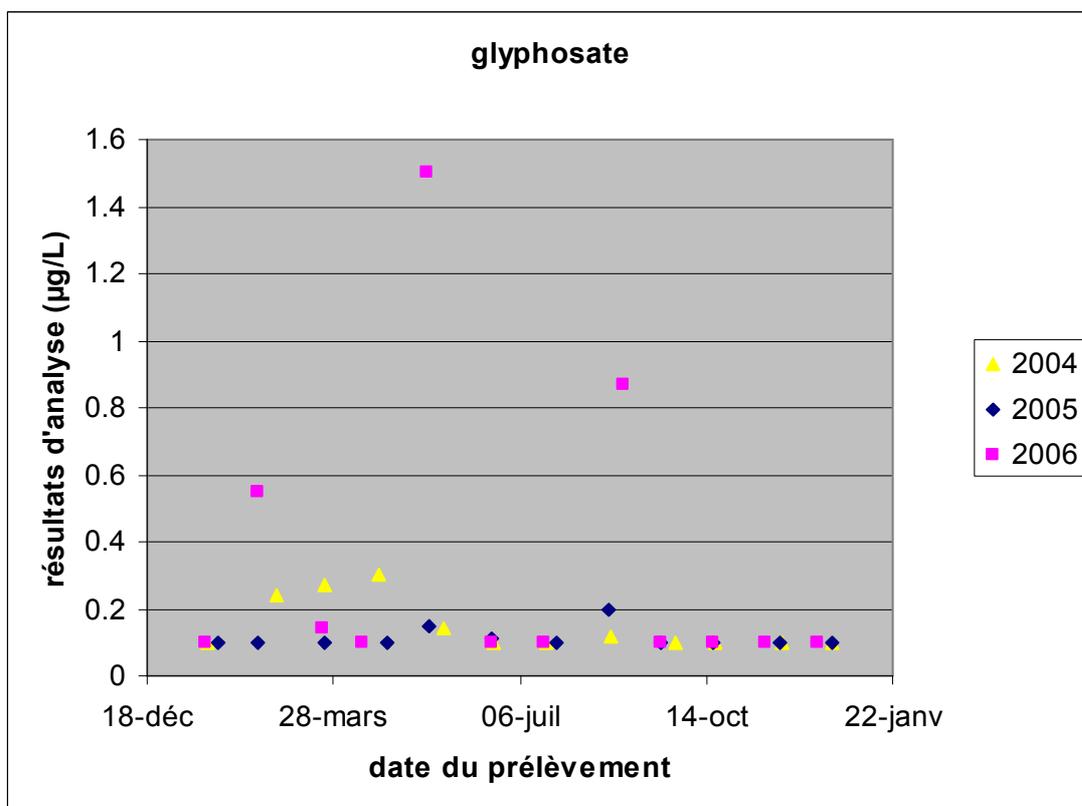


Figure 66: Brévenne : Résultats d'analyse du glyphosate (concentration quantifiée ou seuil de quantification)

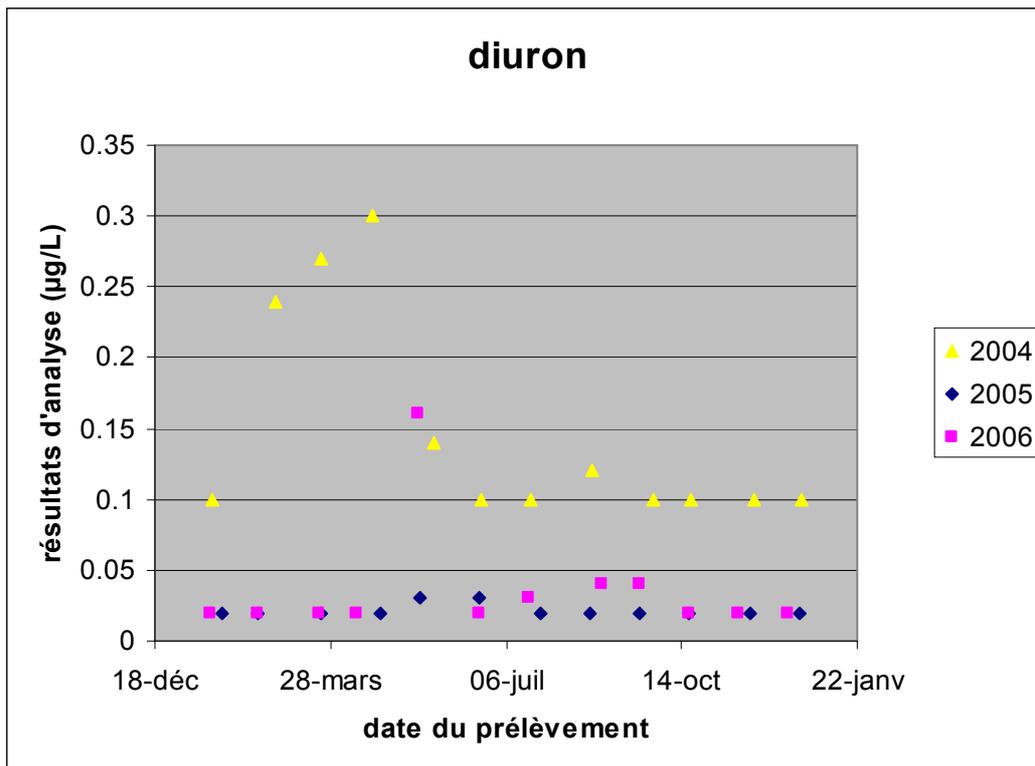


Figure 67 : Brévenne : Résultats d'analyse du diuron (concentration quantifiée ou seuil de quantification)

Une comparaison a été faite entre les deux stations du Gier pour l'année 2007, mais les molécules recherchées aux deux stations et détectées dans une station ne le sont pas dans l'autre.

Conclusion

Le regroupement des données par hydro-écorégions donne des résultats encourageants en permettant de caractériser les détections par molécule et par région (évolutions intra et inter annuelles). De plus, des différences entre les régions et les molécules sont mises en évidence et peuvent être reliées aux pratiques agricoles. En revanche, la comparaison formelle des contaminations n'a pas mis en évidence de lien avec les propriétés des molécules et n'a pas permis d'identifier l'influence de la vulnérabilité des milieux.

Plusieurs freins ont été soulevés, notamment le manque d'information sur les quantités de produits utilisées, l'hétérogénéité de la surveillance et les imprécisions des données (sur les cours d'eau par exemple). L'utilisation d'un autre découpage du territoire, basé par exemple sur un regroupement des HER de niveau 2 qui tiendrait davantage compte de l'utilisation du sol, ou d'autres méthodes d'analyse, pourraient donner de meilleurs résultats.

Bibliographie

- [1] *Dossier d'information, La qualité de l'eau potable en France, Aspects sanitaires et réglementaires*, Ministère de la Santé et des Solidarités, Direction générale de la santé, 2005.
- [2] “DCE - Les réseaux de surveillance,” *www.ifen.fr*, Mar. 2009.
- [3] “Circulaire DCE 2006/16 du 13/07/06 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance (contrôle de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquête et contrôles additionnels) pour les eaux douces de surface (cours d'eau, canaux et plans d'eau) en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.”
- [4] “ Les règles d'évaluation de l'état des milieux,” *www.eaufrance.fr*.
- [5] *Les pesticides dans les eaux - Données 2005*, Ifen, 2007.
- [6] *Analyse des données de suivi de la présence de substances actives phytopharmaceutiques dans les eaux de France, Période 1997 - 2004*, ISL Bureau d' ingénieurs conseils, .
- [7] *Expertise « Pesticides, agriculture et environnement : réduire l'utilisation des pesticides et en limiter l'impact environnemental » (rapport et synthèses)*, INRA et Cemagref, 2005.
- [8] “SIRIS-Pesticides 2006,” *Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores pour les pesticides*.
- [9] J. Wasson, A. Chandesris, H. Pella, et L. Blanc, “Les hydro-écorégions de France métropolitaine, approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés,” Juin. 2002.
- [10] Agreste, “Les régions agricoles.”
- [11] Météo France,, “Archives des bilans climatiques par année.”
- [12] Jean-Marie Bouroche et Gilbert Saporta, , *L'analyse des données*, 2002.
- [13] J.Y. Baudot, , “Effet taille dans une analyse factorielle,” *Techniques descriptives, prédictives et prévisionnelles, en entreprise et sur les marchés*.
- [14] Footprint,, “La base de données PPDB.”
- [15] Clotaire Catalogne et Eric Sauquet,, “Interpolation des courbes de débits classés, Rapport d'avancement,” Mar. 2009.
- [16] “Orientation technico-économique des exploitations (OTEX).”

Annexes

Annexe 1 : Nombre d'analyses, nombre de stations et origine des coordonnées des stations .	78
Annexe 2 : Exemples de stations mal identifiées	79
Annexe 3 : Paramètres présents dans la base de données et nombre d'analyses correspondant	80
Annexe 4 : Carte du nombre d'analyses par commune dans la base de données transmise à l'UIPP, de 1997 à 2006, tous paramètres confondus	86
Annexe 5 : Carte des petites régions agricoles.....	87

Annexe 1 : Nombre d'analyses, nombre de stations et origine des coordonnées des stations

La base de données brute contient 8.029.484 analyses (eaux de surface). Certaines analyses sont présentes plusieurs fois :

Données					Nombre d'analyses différentes pour ces données
Date, Code de la station, paramètre analysé	Code remarque	Résultat	Réseau	Intervenant	
X	X	X	X	X	8.021.482
X	X	X	X		8.021.444
X	X	X		X	8.021.065
X	X	X			7.993.611
X	X				7.983.015
X					7.982.566

De la même façon, pour les stations :

Données					Nombre d'analyses différentes pour ces données
Code Station	Coordonnées (X et Y)	Code Commune	Zone hydrographique	Libellé station et libellé rivière	
X	X	X	X	X	5331
X	X	X	X		4308
X	X	X			4307
X	X				3871
X					3466

Parmi les 3871 stations, origine des coordonnées utilisées :

	Nombre de stations
Coordonnées indiquées dans la base	2742
Coordonnées d'une station avec le même code	12
Coordonnées du centroïde de la commune	929
Pas de coordonnées	136
DOM	51
Correction manuelle	1

→ Au final, 3859 triplets (code, X, Y), dont 51 identifiés comme étant dans un DOM.

Annexe 2 : Exemples de stations mal identifiées

codnat	zh	CM	libpt	libriv	X_lamb_II	Y_lamb_II
04166250	J100	22190	FRÉMUR PLOUBALAY À PLESLIN-TRIGAVOU	fremur, de (riviere)	274381	2403714
04166250	J100	22190	ROUTE DE TREMEREUC A LA CHESNAY (STATI LIM) A PL	de fremur		
04166250	J100	22190	ROUTE DE TREMEREUC À LA CHESNAY (STATI. LIM.) À PL	DE FRÉMUR		
04166250	J100	22190	Station DIREN TrEmereuc	fremur	274389	2403802
166250	J100	22190	FREMUR PLOUBALAY A PLESLIN TRIGAVOU (LE CHESNAY)	fremur ploubalay	274381	2403714

Annexe 3 : Paramètres présents dans la base de données et nombre d'analyses correspondant

Paramètre	Nombre d'analyses	Paramètre	Nombre d'analyses
1 4 isopropyl phényl urée	4 496	Formétanate	5
1-(3,4-dichlorophényl)-3-méthyl-urée	4 963	Formothion	18 237
1-(3-chloro,4-méthyl phényl)-urée	305	Fosetyl-aluminium	3 602
2,4,5-T	23 218	Fosthiazate	41
2,4-D	33 642	Furalaxyl	16 553
2,4-D isopropyl ester	4 259	Furathiocarbe	3 729
2,4-D methyl ester	4 259	Glufosinate	9 298
2,4-DB	19 887	Glufosinate-ammonium	5 199
2,4-MCPA	33 010	Glyphosate	37 241
2,4-MCPB	20 249	Haloxyfop	6 424
2,6-dichlorobenzamide	15 920	Haloxyfop-éthoxyéthyl	38
2,6-diethylaniline	651	Haloxyfop-méthyl-R	10 719
2-chloro-4-méthyl sulfonyl benzoïque acide	116	Heptachlore	30 629
2-chloro-N-(2,6-diethylphenyl)-acetamide	64	Heptachlore époxyde somme cis/trans	30 147
2-éthyl, 6-méthylaniline	256	Heptenophos	14 465
2-éthyl. 6-méthyl. 2-chloro acétanilide	454	Hexachlorocyclohexane alpha	38 766
2-hydroxy atrazine	15 490	Hexachlorocyclohexane bêta	38 586
3,4-dichlorophénylurée	4 970	Hexachlorocyclohexane delta	31 660
4-isopropylaniline	32	Hexachlorocyclohexane epsilon	15 313
Abamectin	59	Hexachlorocyclohexane gamma	50 585
Acéphate	1 812	Hexaconazole	37 752
Acétochlore	25 130	Hexaflumuron	16 670
Acifluorfen	13 722	Hexazinone	23 045
Aclonifène	35 837	Hexythiazox	16 553
Acrinathrine	17 711	Hydroxycarbofuran-3	5 276
Alachlore	50 881	Hydroxyterbuthylazine	10 799
Aldicarbe	37 940	Imazalil	16 784
Aldicarbe sulfoné	5 459	Imazaméthabenz	6 966
Aldicarbe sulfoxyde	5 409	Imazaméthabenz-méthyl	19 171
Aldrine	31 926	Imazapyr	1 812
Alpha-cyperméthrine/alphaméthrine	14 253	Imazaquine	1 361
Amétryne	35 873	Imidaclopride	27 951
Amidosulfuron	14 787	Iodofenphos	12 456
Aminotriazole	34 026	Iodosulfuron	4 253
Amitraze	12 517	Ioxynil	37 540
AMPA	28 761	Ioxynil methyl ether	3 734
Antraquinone	16 894	Ioxynil octanoate	5 487
Asulame	15 974	Iprodione	29 507
Atrazine	72 227	Iprovalicarb	148

Atrazine déisopropyl	55 299	Isazofos	15 949
Atrazine déisopropyl-2-hydroxy	136	Isodrine	22 158
Atrazine déséthyl	66 220	Isofenphos	17 265
Azaconazole	12 456	Isoproturon	64 095
Azamétiphos	12 475	Isoxaben	20 057
Azinphos éthyl	31 364	Isoxadifen-éthyle	297
Azinphos méthyl	28 245	Isoxaflutole	18 083
Azoxystrobine	22 335	Kresoxim-méthyl	16 618
Benalaxyl	20 358	Lambda-cyhalothrine	30 380
Bendiocarbe	16 621	Lénacile	20 840
Benfluraline	27 346	Linuron	55 861
Benfuracarbe	3 065	Lufénuron	13 394
Bénomyl	13 303	Malathion	32 568
Benoxacor	5 253	Mancozèbe	871
Bentazone	31 600	Manèbe	188
Bentazone-8-hydroxy	3	MCPA_1_butyl ester	4 259
Benthiocarbe	4 410	MCPA-2-ethylhexyl ester	4 259
Betacyfluthrine	148	MCPA-butoxyethyl ester	4 259
Bifénox	24 708	MCPA-ethyl-ester	4 259
Bifenthrine	20 332	MCPA-méthyl-ester	4 259
Bioresméthrine	14 247	Mécoprop	33 185
Biphényle	1 781	Mecoprop-1-octyl ester	4 259
Bitertanol	14 184	Mecoprop-2,4 4-triméthypentyl ester	4 299
Bromacil	22 604	Mecoprop-2-butoxyethyl ester	4 259
Bromadiolone	15 458	Mecoprop-2-ethylhexyl ester	4 259
Bromophos éthyl	20 496	Mecoprop-2-octyl ester	4 259
Bromophos méthyl	22 924	Mecoprop-méthyl ester	4 258
Bromopropylate	18 391	Mecoprop-n iso-butyl ester	3 734
Bromoxynil	25 809	Mécoprop-P	2 474
Bromoxynil octanoate	2 251	Mefenacet	13 702
Bromuconazole	18 165	Méfluidide	1 035
Bromure de méthyle	1 812	Mepiquat	818
Bupirimate	16 674	Mépiquat chlorure	2 284
Buprofézine	13 952	Mépronil	16 553
Butraline	18 846	Mercaptodiméthur	28 081
Buturon	14 564	Mercaptodiméthur sulfone	57
Cadusafos	17 262	Mercaptodiméthur sulfoxyde	222
Captafol	18 228	Mesosulfuron méthyle	3 013
Captane	28 905	Mésotrione	4 244
Carbaryl	23 236	Métalaxyl	21 723
Carbendazime	44 366	Métaldéhyde	6 757
Carbétamide	24 839	Métamitrone	36 218
Carbofuran	40 348	Metam-sodium	1 812
Carbophénouthion	10 638	Métazachlore	42 722
Carbosulfan	2 815	Metconazole	4 204
Chinométhionate	16 546	Méthabenzthiazuron	36 148

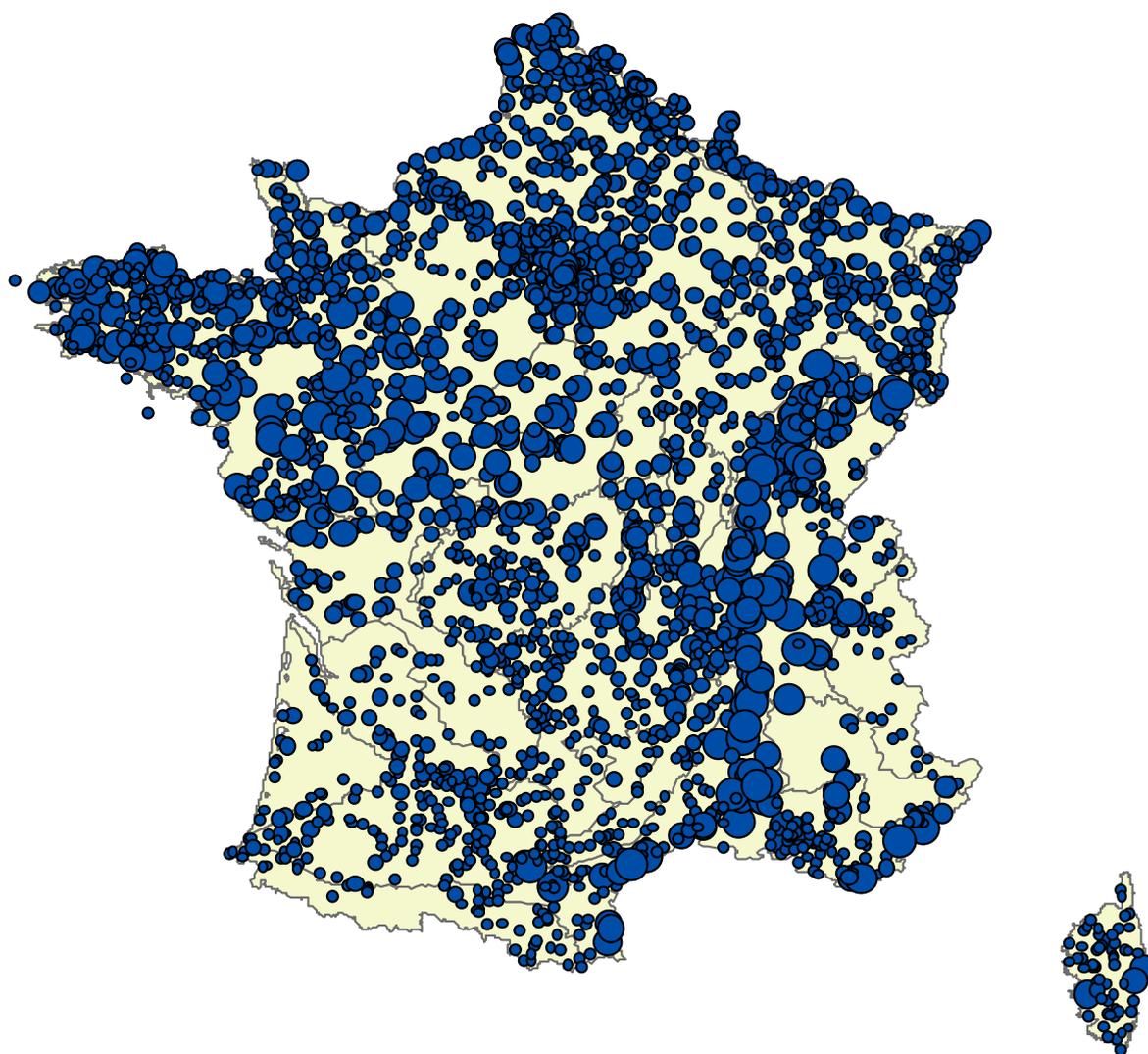
Chlorbromuron	12 535	Methamidophos	5 724
Chlorbufame	18 121	Méthidathion	18 485
Chlordane	22 014	Méthomyl	28 192
Chlordécone	16 815	Méthoxychlore pp'	24 318
Chlordécone 5b hydro	13	Métobromuron	24 876
Chlorfenvinphos	35 363	Métolachlore	48 872
Chlorfluazuron	1 500	Métosulame	17 754
Chloridazone	23 501	Métoxuron	31 259
Chlorméphos	19 025	Métribuzine	32 215
Chloroméquat chlorure	3 124	Metsulfuron méthyle	20 359
Chloronèbe	17 633	Mévinphos	23 762
Chlorophacinone	17 870	Molinate	13 265
Chlorothalonil	33 953	Monocrotophos	23
Chloroxuron	20 295	Monolinuron	29 389
Chlorprophame	17 757	Monuron	22 790
Chlorpyriphos-éthyl	38 085	Myclobutanil	16 562
Chlorpyriphos-méthyl	23 315	Naled	14 988
Chlorsulfuron	19 150	Napropamide	22 994
Chlorthal	13 933	Naptalame	16 169
Chlorthiamide	13 857	Néburon	37 122
Chlortoluron	60 298	Nicosulfuron	14 600
Chlorure de choline	1 812	Nitrofène	275
Clodinafop-propargyl	2 073	Norflurazon	19 679
Clomazone	17 866	Nuarimol	16 791
Clopyralide	10 754	Ofurace	13 149
Cloquintocet-mexyl	12 536	Ométhoate	4 752
Coumaphos	18 993	Oryzalin	21 552
Coumatétralyl	12 475	Oxadiargyl	656
Cyanazine	50 241	Oxadiazon	27 625
Cycloxydime	42	Oxadixyl	27 144
Cycluron	13 943	Oxamyl	17 858
Cyfluthrine	19 760	Oxychlordane	140
Cyhalothrine	1 928	Oxydéméton-méthyl	30 715
Cymoxanil	23 405	Oxyfluorfen	2 606
Cyperméthrine	23 232	Paclobutrazole	3 318
Cyproconazole	36 864	Paraquat	6 161
Cyprodinil	34 734	Parathion éthyl	35 545
Dalapon	1 812	Parathion méthyl	37 727
DDD op'	27 790	Penconazole	19 580
DDD pp'	29 412	Pencycuron	16 952
DDE op'	28 513	Pendiméthaline	45 279
DDE pp'	29 387	Perméthrine	23 835
DDT op'	29 355	Phénomiphos	1
DDT pp'	30 136	Phenmédiaphame	22 551
Déisopropyl-déséthyl-atrazine	289	Phorate	16 700
Deltaméthrine	34 767	Phosalone	23 899
Demethyldiuron	852	Phosmet	14 039

Déméton	12 484	Phosphamidon	17 241
Déméton-O-Méthyl	818	Phoxime	20 122
Déméton-S-Méthyl	21 513	Piclorame	4 924
Déméton-S-méthylsulfone	15 290	Picoxystrobine	997
Depalléthrine/allethrine	14 212	Piperonyl butoxyde	17 533
Déséthyl-terbuméton	2 878	Pirimicarbe	10 452
Desméthylisoproturon	2 834	Pretilachlore	2 902
Desmethylnorflurazon	6 414	Prochloraz	35 413
Desmétryne	35 468	Procymidone	22 133
Diallate	20 122	Profenofos	16 558
Diazinon	26 832	Promécarbe	12 530
Dic(h)lofop-méthyl	19 336	Prométone	14 319
Dicamba	24 886	Prométryne	35 705
Dichlobenil	21 714	Propachlore	17 456
Dichlofluanide	17 664	Propanil	19 832
Dichlofop	3	Propaquizafof	13 720
Dichlorofenthion	21 208	Propargite	20 883
Dichloropropène-1,3 cis	2 066	Propazine	26 105
Dichlorprop	31 080	Propétamphos	17 434
Dichlorprop methyl ester	77	Prophame	1 073
Dichlorprop-P	667	Propiconazole	30 794
Dichlorvos	23 807	Propoxur	17 728
Diclobutrazol	148	Propyzamide	28 743
Dicofol	23 180	Prosulfocarbe	37 362
Didemethyldiuron	814	Prosulfuron	1 916
Didemethylisoproturon	814	Pyraclostrobin	4 749
Dieldrine	35 306	Pyrazophos	18 594
Diéthofencarbe	19 379	Pyrethrine	3 193
Difénoconazole	19 659	Pyridabène	15 093
Di-flubenzuron	19 900	Pyridate	23 079
Diflufenicanil	30 678	Pyrifénox	20 117
Diméfurone	23 110	Pyriméthanyl	21 392
Dimét(h)achlore	7 217	Pyrimiphos-éthyl	18 853
Dimethenamide	29 670	Pyrimiphos-méthyl	18 867
Diméthoate	23 977	Quinalphos	16 939
Diméthomorphe	20 665	Quinmerac	5 000
Dimétilan	12 549	Quinoxifén	14 941
Diniconazole	15 064	Quintozène	16 793
Dinitrocrésol(DNOC)	19 775	Quizalofop	4 754
Dinocap	16 702	Quizalofop éthyl	5 092
Dinosèbe	19 638	Resméthrine	1 476
Dinoterbe	25 723	Rimsulfuron	3 820
Diquat	5 567	Roténone	12 456
Disulfoton	19 432	Sébuthylazine	12 861
Dithianon	5 332	Secbuméton	34 964
Diuron	67 717	Siduron	6
Endosulfan alpha	39 839	Silvex	538

Endosulfan bêta	39 885	Simazine	68 419
Endosulfan sulfate	18 486	Simazine-hydroxy	8 154
Endrine	30 824	Soufres	3
Endrine Aldéhyde	658	Spiroxamine	1 310
EPN	23	Sulcotrione	29 730
Epoxiconazole	37 159	Sulfosate	3 343
EPTC	16 942	Sulfosulfuron	1 728
Esfenvalerate	17 446	Sulfotep	16 550
Ethephon	2 986	Tébuconazole	29 901
Ethidimuron	18 594	Tébufénozide	15 419
Ethiofencarbe	14 981	Tébufenpyrad	16 553
Ethion	21 998	Tébutame	40 278
Ethofumésate	25 181	Tébuthiuron	1 225
Ethoprophos	19 188	Téflubenzuron	16 676
Famoxadone	12 475	Tefluthrine	4 347
Fénamidone	7 483	Téméphos	14 459
Fénarimol	18 353	TEPP	23
Fenazaquin	2 480	Terbacil	19 438
Fenbuconazole	9 979	Terbuméton	38 532
Fenchlorphos	10 709	Terbuphos	23 490
Fenhexamid	2 885	Terbuthylazine	58 171
Fénitrothion	27 475	Terbuthylazine déséthyl	26 608
Fenothrine	3 193	Terbutryne	36 098
Fénoxaprop-éthyl	15 679	Tétrachlorvinphos	20 360
Fenoxycarbe	16 375	Tetraconazole	20 272
Fenpropathrine	18 559	Tétradifon	16 447
Fenpropidine	38 771	Thiabendazole	12 614
Fenpropimorphe	42 123	Thiazafluron	13 939
Fenthion	22 917	Thifensulfuron méthyl	7 285
Fentine acetate	797	Thiocarbe	354
Fentine hydroxyde	1 838	Thiodicarbe	21 158
Fénuron	19 993	Thiofanox	3 715
Fenvalérate	45	Thiofanox sulfone	137
Ferbame	12 456	Thiofanox sulfoxyde	137
Fipronil	16 938	Thiométon	20 526
Flamprop-isopropyl	408	Thiophanate-méthyl	721
Flazasulfuron	16 395	Thirame	1 869
Florasulam	814	Tolylfluanide	14 771
Fluazifop-butyl	9 117	Toxaphène	8
Fluazifop-P-butyl	9 949	Tralométhrine	18 546
Fludioxonil	17 021	Triadiméfon	16 836
Flufenoxuron	20 697	Triadiménol	21 709
Flumioxazine	12 475	Triallate	26 291
Fluométuron	159	Triasulfuron	6 232
Flupyrsulfuron méthyle	2 861	Triazamate	16 961
Fluquinconazole	11 152	Triazophos	19 578
Fluridone	13 721	Tribenuron-Méthyle	10

Flurochloridone	24 423	Trichlorfon	7 660
Fluroxypyr	21 922	Trichloronat	6
Fluroxypyr-meptyl	12	Triclopyr	27 742
Flurprimidol	12 543	Tridemorph	5 640
Flurtamone	16 746	Trifloxystrobine	3 827
Flusilazole	40 621	Triflumuron	14 981
Fluthiamide	1 656	Trifluraline	50 946
Flutriafol	22 572	Trinexapac-ethyl	2 072
Fluvalinate-tau	17 894	Vamidothion	710
Folpel	32 288	Vernolate	87
Fomesafen	2 741	Vinclozoline	22 209
Fonofos	18 782	Zinèbe	9
Foramsulfuron	1 447	Zoxamide	183

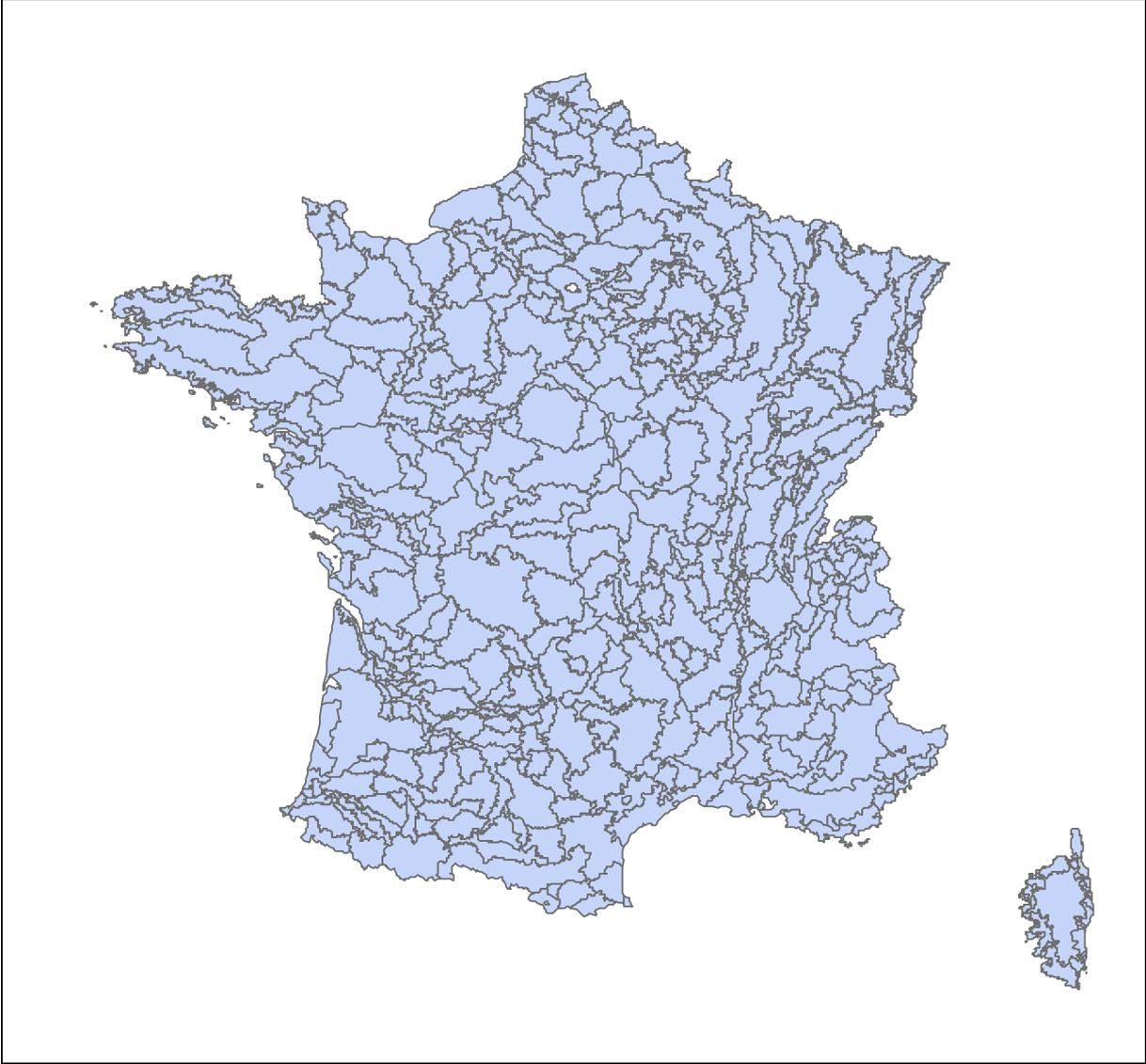
Annexe 4 : Carte du nombre d'analyses par commune dans la base de données transmise à l'UIPP, de 1997 à 2006, tous paramètres confondus

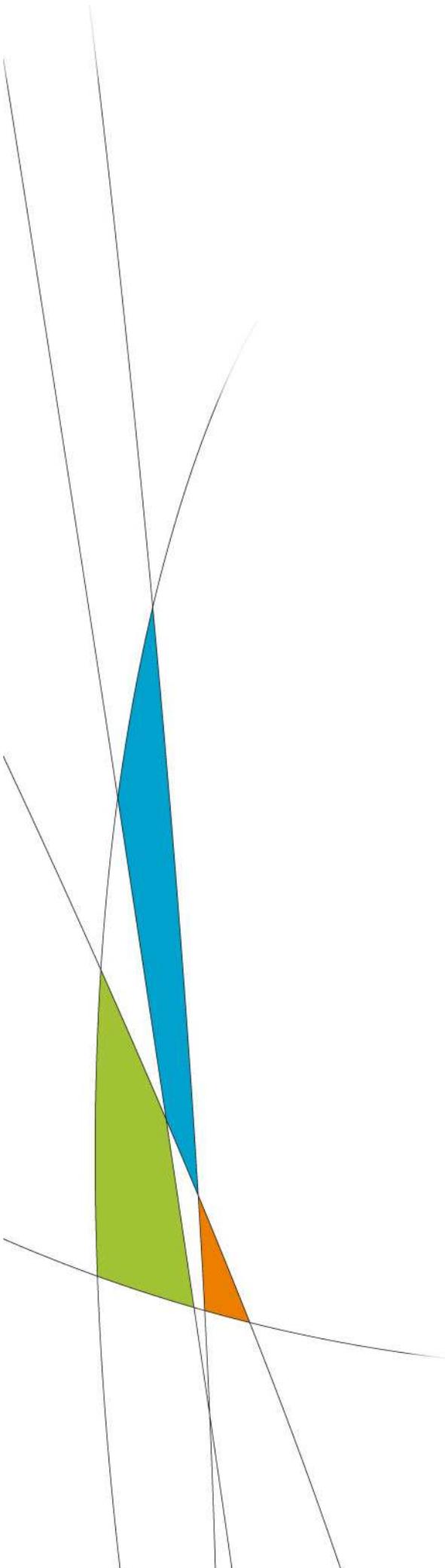


Nombre d'analyses par commune

- 1 - 1.000
- 1.000 - 5.000
- 5.000 - 10.000
- 10.000 - 25.000
- 25.000 - 60.000

Annexe 5 : Carte des petites régions agricoles





Résumé

La base de données de l'Ifen sur les pesticides dans les eaux de surface contient plus de huit millions d'analyses. Pour interpréter de manière plus approfondie ces données, des méthodes ont été testées en se basant sur un regroupement géographique des données au sein d'entités homogènes.

Le découpage utilisé a été celui des hydro-écorégions de niveau 1. Après avoir étudié l'évolution intra et inter annuelle des détections par molécule et par région et l'avoir reliée aux pratiques agricoles, une comparaison entre molécules et régions a été testée. Elle a permis d'aboutir à l'identification de groupes de molécules en fonction de la répartition spatiale de leurs détections. Des hypothèses sur la vulnérabilité des hydro-écorégions et sur l'influence des propriétés des molécules ont été formulées mais n'ont pu être validées.



Direction générale

Parc de Tourvoie

BP 44 - 92163 Antony cedex

Tél. 01 40 96 61 21