

- **ARPEGES : Analyse de Risque Pesticides pour la Gestion des Eaux de Surface**

- **Evaluation du risque de contamination par les produits phytosanitaires des masses d'eau de surface**

- **Christine Gauroy**

- **Thierry Tormos, Jérémy Piffady, Nolwenn Bougon, Nadia Carluer, Guy Le Hénaff, Véronique Gouy**

Septembre 2012
Version 2

Document élaboré en application du
schéma national des données sur l'eau



- **CONTEXTE**

Le Groupe d'experts recherche (GER) de l'axe 3 du plan Ecophyto 2018 a identifié des besoins de recherche prioritaires liés à la mise en œuvre de ce plan. Parmi ceux-ci le groupe a estimé qu'il est crucial d'explorer la connexion (complexe) entre les pressions phytosanitaires et les risques pour différents milieux, l'objectif de cette étude étant d'établir et de valider une chaîne d'indicateurs permettant de relier : pressions – impacts pour les eaux de surface.

Par ailleurs, la contamination des eaux de surface par les pesticides constitue une menace pour la pérennité des usages de l'eau et pour l'intégrité des écosystèmes aquatiques. Du point de vue législatif, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) impose aux Etats Membres de caractériser les pressions et les incidences des activités humaines sur les eaux souterraines et superficielles et de mettre en place des plans de gestion et des programmes de mesure afin d'atteindre un bon état des milieux aquatiques.

- **DOCUMENTS DE REFERENCE**

- **AUTEURS ET CONTRIBUTEURS**

Christine GAUROY, Ingénieur équipe Pollutions Diffuses, Unité Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions (Irstea)

Thierry TORMOS, Ingénieur Pôle Onema-Irstea d'Études & Recherche "Hydroécologie des cours d'eau" (Onema)

Jérémy PIFFADY, IPEF Pôle Onema-Irstea d'Études & Recherche "Hydroécologie des cours d'eau" (Irstea)

Nolwenn BOUGON, Ingénieur Pôle Onema-Irstea d'Études & Recherche "Hydroécologie des cours d'eau" (Onema)

Nadia CARLUER, IPEF équipe Pollutions Diffuses, Unité Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions (Irstea)

Guy LE HENAFF, IDAE équipe Pollutions Diffuses, Unité Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions (Irstea)

Véronique GOUY, IDAE équipe Pollutions Diffuses, Unité Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions (Irstea)

Sous la coordination de

Nicolas DOMANGE, Chargé de Mission Pollutions diffuses, DAST (Onema)

Gaëlle DERONZIER, Chef de projet connaissance des pressions et des usages, DCIE (Onema)

Droits d'usage : public

Mots-clés : risque, pesticide, contamination, eaux de surface, vulnérabilité, pression

Couverture géographique : nationale

Niveau géographique : national

Niveau de lecture : masses d'eau

Langue : Français

Diffuseur : Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema)

- **OBJET ET DOMAINE D'APPLICATION**

Cette étude propose la construction d'une méthodologie d'évaluation du risque de contamination des eaux de surface par les pesticides sur la base du croisement pertinent de données existantes au plan national et rapporté à l'échelle des masses d'eau. Elle propose, en particulier, de mieux prendre en compte et hiérarchiser les causes d'altérations de l'état chimique des cours d'eau liées aux pesticides en considérant les trois aspects essentiels de la contamination : les usages, la vulnérabilité du milieu aux transferts et les propriétés des substances utilisées. Certains leviers d'actions visant à réduire les impacts liés aux produits phytosanitaires (par exemple modification des usages, occupation du sol, zones tampons, restauration de la ripisylve, drainage, ...) ont été pris en compte dans la mesure où leur rôle était suffisamment connu pour en estimer l'effet sur le risque de contamination. La méthodologie proposée est basée sur les connaissances actuelles des processus et facteurs clés de la contamination à l'échelle des bassins versants. Elle repose sur le dire d'experts dans le domaine et présente l'originalité de combiner les données d'intérêt au moyen d'une approche probabiliste qui permet, entre autre d'estimer le niveau de confiance associé aux résultats. Il est à noter que cette méthodologie est évolutive pour facilement s'adapter au développement des connaissances et à l'évolution de la nature/précision des données disponibles, dans un cadre méthodologique harmonisé à l'échelle nationale.

- **AVERTISSEMENTS**

La méthodologie proposée est à utiliser dans le contexte dans lequel elle a été développée.

- **SOMMAIRE**

1. Introduction	7
2. Etat des lieux des démarches de diagnostic existantes pour des échelles plus fines	8
2.1. Diagnostic Corpen à l'échelle parcellaire (1999).....	8
2.2. Diagnostic Corpen à l'échelle du bassin versant (Corpen 2001)	9
2.3. Diagnostic Corpen à l'échelle régionale (2003).....	10
2.3.1. Principe de la méthode.....	10
2.3.2. Données	10
2.3.3. Croisement des paramètres.....	11
2.3.4. Validation	11
2.4. Application du diagnostic régional Corpen par les groupes régionaux	11
2.4.1. Diagnostic régional en Alsace	11
2.4.2. Diagnostic régional en Bretagne.....	12
2.4.3. Diagnostic régional en Lorraine	12
2.4.4. Diagnostic régional en Pays de Loire	12
2.4.5. Diagnostic régional en Rhône-Alpes	13
2.4.6. Bilan des diagnostics régionaux.....	13
2.5. Diagnostic Aquavallée ® des bassins versants.....	13
2.5.1. Objectif.....	13
2.5.2. Principe de la méthode.....	13
2.5.3. Paramètres.....	14
2.6. Méthode de Macary <i>et al.</i> appliquée aux coteaux de Gascogne.....	16
2.7. I-Phy.....	16
2.8. Méthode Foot-CRS du projet LIFE Footprint.....	16
3. Démarche adoptée	17
3.1. Délimitation de la méthode.....	17
3.2. Choix de la méthode	18
3.3. Principes méthodologiques : les réseaux de probabilité bayésiens.....	20
3.3.1. Structure graphique des réseaux bayésiens	20
3.3.2. Structure probabiliste des réseaux bayésiens	21
3.3.2.1. Notion de probabilités conditionnelles	21
3.3.2.2. Table de probabilité conditionnelle	21
3.3.2.3. Notion d'indépendance conditionnelle	22
3.3.3. Gestion des tables de probabilités conditionnelles.....	23
3.3.3.1. La formule de Bayes.....	23
3.3.3.2. Renseignement des tables de probabilités conditionnelles	23
3.3.3.3. Mise à jour des tables de probabilités conditionnelles : inférence bayésienne.....	23
3.3.4. Utilisation	24
3.3.4.1. Calcul prédictif de probabilités d'états	24
3.3.4.2. Distribution de probabilités prédite	25
3.3.4.3. Lecture de ces probabilités.....	25
3.4. Application de la démarche bayésienne.....	25
3.4.1. Construction du réseau : variables et liens	25
3.4.1.1. Vulnérabilité intrinsèque au ruissellement	26
3.4.1.2. Vulnérabilité intrinsèque aux flux de subsurface.....	26

3.4.1.3.	Vulnérabilité intrinsèque au drainage	27
3.4.1.4.	Vulnérabilité intrinsèque à la dérive atmosphérique	27
3.4.1.5.	Vulnérabilité spécifique aigue.....	27
3.4.1.6.	Vulnérabilité spécifique chronique	28
3.4.1.7.	Pression	29
3.4.1.8.	Risque de contamination aiguë	29
3.4.1.9.	Risque de contamination chronique	29
3.4.2.	Discrétisation des paramètres.....	32
3.4.2.1.	Présence de sols hydromorphes	32
3.4.2.2.	Réserve utile.....	32
3.4.2.3.	Sensibilité des sols à la formation d'une croûte de battance	32
3.4.2.4.	Pourcentage de la SAU qui est drainée.....	32
3.4.2.5.	Saison (cf. paragraphe 4.2)	32
3.4.2.6.	Zones climatiques.....	32
3.4.2.7.	Cumul de pluies.....	33
3.4.2.8.	IDPR.....	33
3.4.2.9.	Présence de ripisylve :	33
3.4.2.10.	Présence d'une bande enherbée.....	34
3.4.2.11.	Densité de réseau hydrographique.....	34
3.4.2.12.	Teneur du sol en carbone organique.....	34
3.4.2.13.	Alea d'érosion.....	34
3.4.2.14.	Solubilité des molécules	35
3.4.2.15.	Demi-vie des molécules (DT50)	35
3.4.2.16.	Koc des molécules	35
3.4.2.17.	Pression phytosanitaire : Coût des produits utilisés divisé par la surface du bassin versant.....	35
4.	Etat des lieux des données disponibles	36
4.1.	Données pédologiques et fonctionnement hydrologique des sols.....	36
4.1.1.	Indice de développement et de persistance de réseaux (IDPR) du BRGM36	
4.1.2.	Indice Sugar du projet Footprint	36
4.1.3.	Base de données géographique des sols de France au 1/1.000.000ème du GIS Sol (Groupement d'Intérêt Scientifique Sol).....	36
4.1.4.	Base de données des analyses de terre (BDAT) du GIS Sol: carbone organique du sol.....	37
4.1.5.	Carte du carbone organique dans les horizons de surface des sols d'Europe au 1/1.000.000ème (European Soil Bureau)	37
4.1.6.	Alea d'érosion	37
4.1.7.	Hydromorphie : carte de l'hydromorphie à l'échelle des petites régions naturelles (Lagacherie 1987)	37
4.2.	Occupation du sol et drainage.....	38
4.2.1.	Recensement agricole (Agreste)	38
4.2.2.	Registre Parcellaire Graphique	38
4.2.3.	Corine Land Cover	38
4.2.4.	BD TOPO ® de l'IGN : Ripisylve, réseau hydrographique	38
4.3.	Données climatiques	38
4.3.1.	Aurelhy (Analyse Utilisant le RELief pour l'Hydrométéorologie) de Meteo-France 38	
4.4.	Estimation de la pression phytosanitaire.....	38
4.4.1.	Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés (BNVD).....	38
4.4.2.	Enquêtes pratiques culturelles (Agreste).....	39
4.4.3.	RICA (réseau d'information comptable agricole)	39
4.5.	Propriétés des substances phytosanitaires.....	39
4.5.1.	Base de données SIRIS-pesticides (Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores pour les Pesticides).....	39

5. Évaluation des variables d'entrées du modèle ARPEGES au niveau des bassins versants locaux des masses d'eaux.....	39
5.1. Contexte et problématique	39
5.2. Méthodes d'agrégation retenues	41
5.2.1. Cas n°1 : le BV englobe les entités de la donnée	41
5.2.2. Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent.....	41
5.2.2.1. La méthode de désagrégation-réagrégation.....	42
5.2.2.2. La méthode d'agrégation probabiliste.....	43
5.2.3. Cas n°3 : le BV est englobé par les entités de la donnée	43
5.3. Tableau récapitulatif pour chaque variable.....	44
6. Résultats	45
6.1. Novembre à mars	45
6.2. Avril à octobre.....	48
7. Conclusion.....	49
7.1. Points forts de la démarche	49
7.2. Limites et perspectives.....	50

1. Introduction

Dans un contexte où le **risque de non atteinte des exigences de la DCE vis-à-vis des pesticides** est mis en exergue par tous les gestionnaires de l'eau, force est de constater que les outils et indicateurs pour diagnostiquer les causes, orienter les solutions et évaluer leur efficacité en terme de résultats sur la qualité de l'eau font encore cruellement défaut. Le plan **Ecophyto 2018** vise la réduction des usages de pesticides pour tendre vers une agriculture durable plus respectueuse de l'environnement.

Une approche qui serait uniquement basée sur cet objectif montre cependant ses limites et il ressort des études en cours (action 21) qu'il est **nécessaire d'apprécier en complément l'impact environnemental des pratiques pour orienter au mieux les actions correctives**. Pour cela, il est indispensable de pouvoir estimer i) le potentiel de transfert des substances utilisées, qui dépend à la fois des propriétés de mobilité des substances et de la vulnérabilité au transfert du milieu, ainsi que ii) l'effet des substances sur les milieux aquatiques. Or, les mécanismes de contamination des eaux par les pesticides utilisés en agriculture sont complexes et dépendants d'un grand nombre de facteurs aussi bien liés aux pratiques des agriculteurs, qu'au milieu et au climat. Les relations entre les applications et les impacts résultant au niveau des masses d'eau sont de ce fait très difficiles à établir. La **modélisation** apparaît comme un outil séduisant pour mieux cerner et quantifier les interactions en jeu. Toutefois, en dépit de son utilité, elle présente certaines limites : un manque de transparence pour le non spécialiste, une appropriation peu aisée par les utilisateurs de terrain, les besoins importants des modèles en données et la lourdeur de leur mise en œuvre à de larges échelles et pour une large gamme de substances actives, la dépendance des résultats vis-à-vis des conditions dans lesquelles ils ont été élaborés. Par ailleurs, c'est principalement à l'échelle de la parcelle que les modèles sont le plus performants au niveau quantitatif. Il existe, en effet, peu de démarches applicables à large échelle, et la prise en compte des processus en jeu au niveau d'une masse d'eau est souvent limitée. A ces échelles, les résultats des modèles sont rarement quantitatifs et doivent plutôt être utilisés en termes comparatifs pour comparer des situations. La confrontation de leurs résultats avec des grandeurs d'effets au niveau des masses d'eau n'est donc pas évidente et est discutable. A contrario, **les indicateurs d'évaluation du risque lié aux pesticides** sont plus simples et plus accessibles pour les utilisateurs, mais, il en existe peu à l'échelle du bassin versant et ils sont peu validés à cette échelle. En particulier, le groupe de travail GUIDE (action Ecophyto-INRA) a mis en évidence le peu d'indicateurs applicables à l'échelle d'une masse d'eau et la faiblesse de la prise en compte de la vulnérabilité des milieux. De ce fait, les gestionnaires sont relativement **démunis pour orienter les plans d'actions en vue de répondre aux exigences de la DCE en termes de résultats sur la qualité de l'eau**.

Dans le cadre de ce rapport, on se penche sur les méthodes d'évaluation des liens entre pression-exposition-impact pour les pesticides au niveau des masses d'eau de surface. Ce besoin est urgent pour la mise à jour et le rapportage des états des lieux à l'Europe en 2013. Il est plus généralement ressenti dès lors que l'on souhaite évaluer les actions sur les pratiques en termes de réduction de l'impact résultant et identifier des actions complémentaires requises, en termes de limitation des transferts, par exemple.

Dans ce sens, un « modèle national pour l'évaluation des risques de contaminations diffuses des milieux aquatiques dans le cadre de la mise en œuvre de la directive cadre de l'eau et de mesures de gestion nationale de certaines molécules » (MERCAT'EAU) été développé et mis à disposition des agences de l'eau pour l'actualisation des états des lieux. Ce dernier est basé sur une approche analytique via le recours à des modèles usuellement utilisés pour l'évaluation de risque dans le cadre de l'homologation des substances actives. Le présent projet se positionne en complément de cette approche, qui en dépit de son intérêt évident (notamment : approche quantitative, intégration des processus sur des bases physiques) présente certaines limites inhérentes aux modèles évoquées plus haut : les modèles hydrologiques utilisés ont été élaborés à l'échelle parcellaire ; ils requièrent un grand nombre de données pour fonctionner, dont certaines sont peu accessibles par la mesure ; ils

n'ont été que très peu validés à de grandes échelles et dans des conditions agro-pédo-climatiques limitées ; comme toute modélisation, ils reposent sur une représentation simplifiée de la réalité et peuvent, de ce fait, négliger certains processus ou facteurs (érosion, transferts préférentiels, modélisation par substance et non d'une pression globale, ...). A l'inverse, la démarche proposée dans le présent projet ci-après est basée sur une **approche descriptive et experte** des milieux dans leur fonctionnement global et repose sur une **hiérarchisation des causes d'altérations de l'état des cours d'eau liées à la pression globale exercée par les pesticides en considérant également les aspects essentiels de la contamination : les usages (ou pression phytosanitaire), la vulnérabilité du milieu aux transferts et les propriétés des substances utilisées**. Ces informations sont structurées et croisées aux échelles d'intérêt au moyen d'outils SIG et de méthodes bayésiennes¹, et ce, de manière harmonisée au plan national. Cette méthode n'est donc certes pas quantitative (elle ne produit pas une concentration) mais elle présente l'intérêt d'aborder les systèmes dans leur globalité, de prendre en compte les leviers d'actions pour réduire les impacts liés aux produits phytosanitaires non seulement à travers leurs usages à la parcelle mais également à travers l'aménagement de l'espace en dehors des parcelles (présence de zones tampons, de ripisylve, ...). Par ailleurs, elle est plus modulable et moins lourde à mettre en œuvre à l'échelle nationale que le recours à la modélisation à base physique. En particulier, elle permet, d'une part, une co-construction avec les experts et les utilisateurs, ce qui en facilite la compréhension et l'appropriation, et, d'autre part, elle sera plus facilement évolutive au fur et à mesure de l'amélioration des connaissances et des données disponibles (en particulier, les données sur les pratiques agricoles dont la connaissance spatialisée est encore limitée à ce jour et qui devraient être bientôt actualisées et améliorées). Les deux approches (modèle national et présent projet) sont donc a priori complémentaires et importantes à développer conjointement afin qu'elles puissent se nourrir mutuellement.

Dans le présent document, sont successivement abordés :

- l'état des lieux des méthodes existantes
- la démarche abordée
- les données disponibles
- l'évaluation des variables d'entrées du modèle
- les résultats obtenus.

2. Etat des lieux des démarches de diagnostic existantes

Préalablement au développement de la méthode, un état des lieux des démarches de diagnostic existantes a été effectué.

Différentes méthodes d'évaluation des risques pour les eaux de surface ont été élaborées et appliquées, pour des échelles allant de la parcelle à la région administrative. Deux grands types peuvent être distingués : d'une part les méthodes basées sur le croisement de paramètres, faisant intervenir plus ou moins l'expertise locale, et d'autre part la modélisation.

Tout d'abord, les méthodes développées par le Corpen et appliquées dans plusieurs régions, par les groupes régionaux chargés de la lutte contre la pollution par les produits phytosanitaires, se basent sur un diagnostic du milieu pour identifier les principales voies de transfert à l'aide d'un arbre de décision. La méthode Aquavallée reprend le même type de démarche. L'indicateur I-Phy et celui de la méthode de Macary et al. 2007 sont obtenus à l'aide du croisement de paramètres plus restreints. Enfin, la méthode Foot-CRS utilise la modélisation à part entière.

2.1. Diagnostic Corpen à l'échelle parcellaire (1999)

L'acronyme CORPEN² désigne le Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. Dissous en 2010, il réunissait des experts des organismes concernés par les relations entre agriculture et environnement.

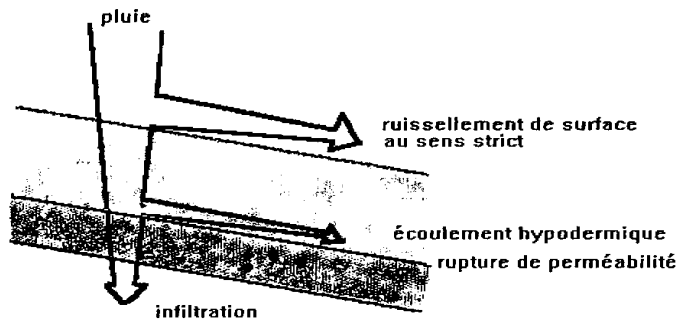
¹ Méthodes d'inférences statistiques fondées sur une évaluation des probabilités des hypothèses, préalablement à l'observation d'un événement aléatoire

² <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Le-Comite-d-Orientation-pour-des,3125-.html>

L'objectif du guide de diagnostic parcellaire (Corpen 1999) est de raisonner le désherbage pour limiter les risques de pollutions des eaux. Pour cela, la caractérisation des voies de transfert d'eau est une étape indispensable, car c'est surtout sous forme dissoute et donc via les flux d'eau que les pesticides les plus mobiles sont transférés.

La démarche part du principe que l'eau excédentaire qui arrive sur un sol se partage entre les voies d'écoulement. Les voies de transfert ne sont donc pas évaluées une par une mais les unes par rapport aux autres. Elles peuvent être classées en ruissellement de surface, écoulement hypodermique, drainage et infiltration (Figure 1). Les transferts par le biais de l'érosion sont négligés car ils ne représentent qu'une masse relativement faible des transferts de la majorité des pesticides.

Figure 1 : Principales voies de transferts des pesticides (Corpen 1999)



© Corpen

Le Corpen fait l'hypothèse que les trois premières voies, c'est-à-dire la circulation latérale, alimentent les eaux de surface, et l'infiltration les eaux souterraines ; ce qui n'est pas aussi simple dans la réalité. Un arbre de décision, basé sur les propriétés du milieu, permet de déterminer l'importance relative des différentes voies. Ensuite, la localisation de la parcelle dans le paysage, notamment par rapport à la ressource en eau, est prise en compte. C'est une méthode applicable sur le terrain, qui peut donc être mise en œuvre par diagnostics visuels et pédologiques. Une connaissance du terrain est indispensable.

Pour estimer la sensibilité des sols à des écoulements d'eau latéraux, le premier critère est la sensibilité des sols à la battance, puis l'hydromorphie du sol, la présence de drains et la présence d'une rupture de perméabilité. La pluviosité doit également être prise en compte, d'une part parce que le fonctionnement hydraulique varie au cours de l'année en fonction du type de précipitations, et d'autre part parce que plus une pluie est longue, intense et proche du traitement, plus les transferts de substances risquent d'être importants.

Le risque de transfert des substances actives vers les ressources en eaux doit également prendre en compte le comportement de ces molécules et donc leur sensibilité à transférer selon différentes voies de circulation, celle-ci étant en effet déterminée par les propriétés physico-chimique de ces substances.

2.2. Diagnostic Corpen à l'échelle du bassin versant (Corpen 2001)

Ce guide vise à aider à établir un cahier des charges pour un diagnostic de bassin versant. Il ne donne donc pas une méthode de diagnostic complète mais liste les paramètres qu'il faut considérer si possible. Ce sont globalement les mêmes que pour le diagnostic parcellaire, soient des données sur le milieu pour identifier les zones d'infiltration et de ruissellement, des données paysagères d'infrastructure et d'occupation du sol pour identifier les facteurs aggravant ou limitant le risque de transfert vers la ressource en eau, des données climatiques pour déterminer les périodes de pluies, d'épisodes intenses et d'écoulements, et enfin les pratiques phytosanitaires agricoles et non agricoles.

Cette méthode s'appuie donc sur un recueil de données, une interprétation et de la cartographie au sein du BV (nécessité de connaître les relations topologiques entre les éléments du milieu) qui ne peuvent être réalisés qu'à une échelle relativement fine.

2.3. Diagnostic Corpen à l'échelle régionale (2003)

Le guide *Éléments méthodologiques pour un diagnostic régional et un suivi de la contamination des eaux liées à l'utilisation des produits phytosanitaires* (Corpen 2003) vise à proposer aux groupes régionaux les bases d'une démarche pour établir un diagnostic régional, qui servirait notamment à identifier les bassins versants prioritaires. Cette démarche ne vise donc pas à prédire les transferts de pesticides mais à identifier les risques de contamination. Comme les autres démarches proposées par le Corpen, cette méthode donne une grande importance à l'expertise régionale.

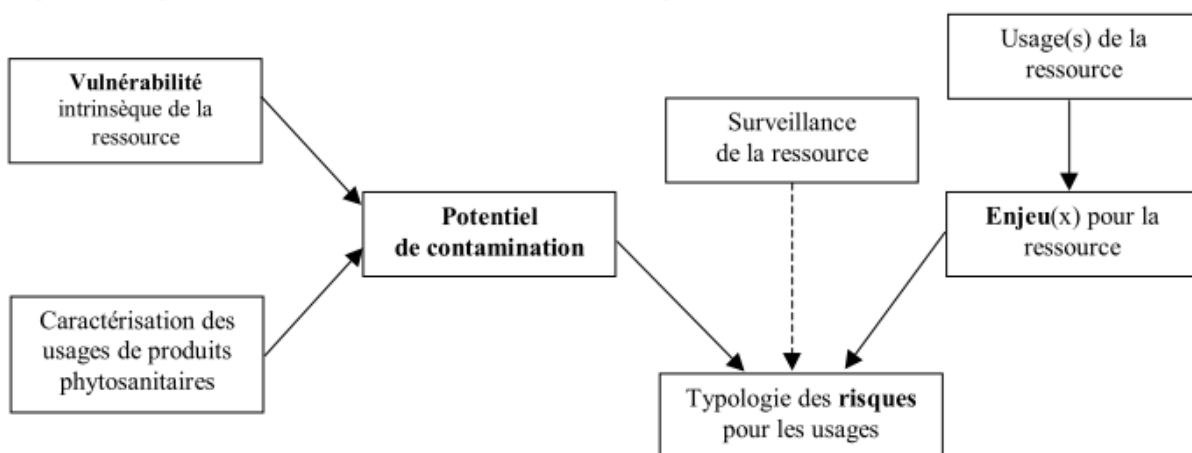
Cette méthode ne nécessite plus de connaître la topologie, qui n'est pas pertinente à cette échelle. A l'inverse, elle utilise des paramètres qui ne sont pas pertinents à des échelles plus fines, comme la densité de réseau hydrographique.

2.3.1. Principe de la méthode

La première étape est d'établir une typologie de la circulation dominante de l'eau : infiltration dominante, circulation latérale dominante ou fonctionnement mixte, en s'appuyant sur l'expertise régionale. On constitue ainsi un zonage en unités spatiales homogènes du point de vue de fonctionnement hydrologique dominant.

En fonction du type de circulation dominant, on évalue la vulnérabilité du milieu au transfert vers les eaux de surface d'une part et les eaux souterraines d'autre part, en croisant des couches d'information synthétiques. Une autre couche d'information est constituée pour la pression phytosanitaire. La vulnérabilité et la pression sont croisées, et les combinaisons ainsi obtenues sont analysées et classées par expertise selon le niveau de risque. Enfin, le risque est croisé de la même manière avec les enjeux prioritaires sur la ressource (Figure 2).

Figure 2 : Organisation des notions utilisées par le Corpen



© Corpen

2.3.2. Données

Les données citées par cette méthode sont généralement disponibles dans toutes les régions, et n'excluent pas le recours à des données plus précises disponibles localement. Elles concernent :

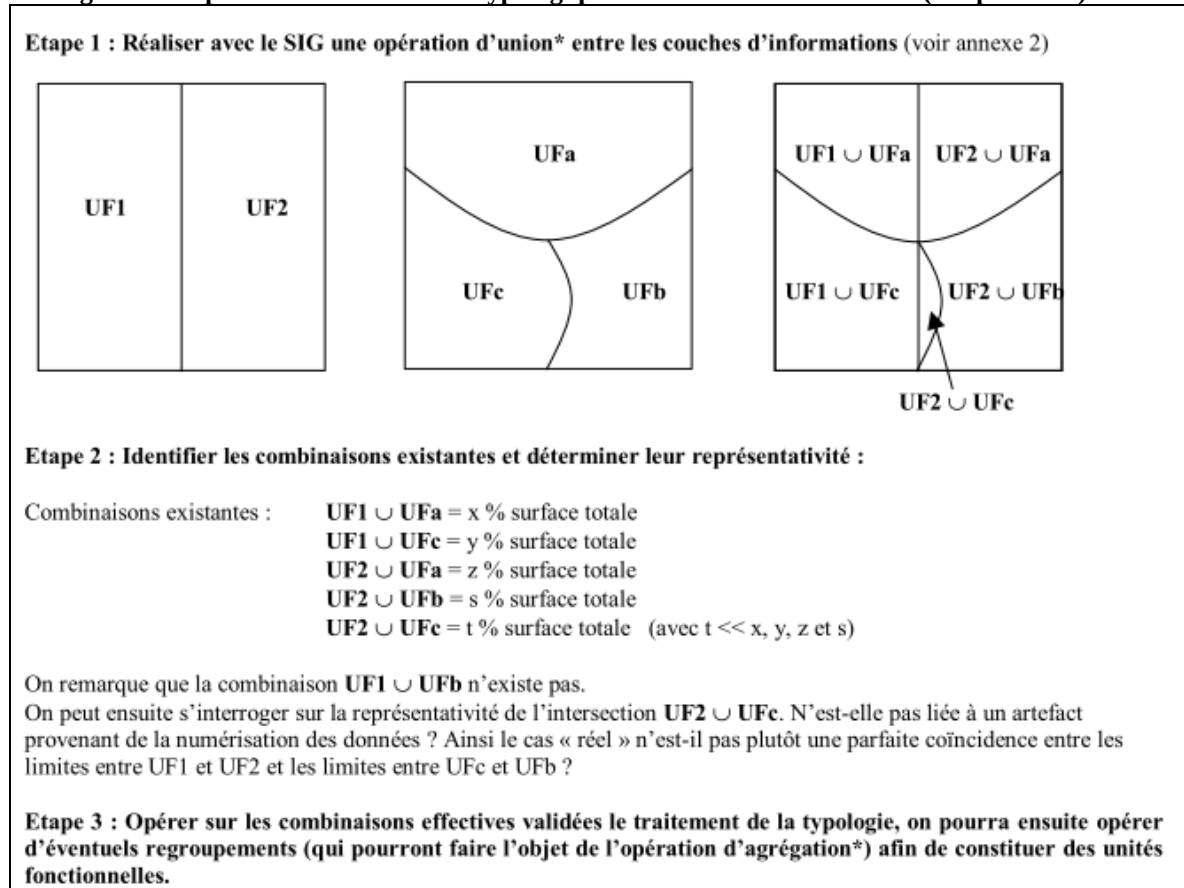
- d'une part le milieu (hydrologie et géologie, densité de réseau hydrographique, battance, hydromorphie, drainage, réserve utile, teneur en matière organique, climat s'il est discriminant à l'échelle de la région),
- d'autre part la pression phytosanitaire (quantités et localisation des surfaces traitées).

On peut également estimer la pression par système de culture, en tenant compte du nombre, des quantités et des propriétés des molécules, et si possible des pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires.

2.3.3. Croisement des paramètres

Le croisement des paramètres se déroule en 3 étapes (Figure 3). Tout d'abord, les différentes couches d'information sont croisées avec un SIG ; les limites de classe de paramètres étant issues des débats entre les experts régionaux. Ensuite, la représentativité des combinaisons existantes est discutée. Enfin, les différentes combinaisons de paramètres sont classées, après expertise de chaque combinaison significative.

Figure 3 : Explication du croisement typologique de couches d'informations (Corpen 2003)



© Corpen

2.3.4. Validation

La vérification de la cohérence des zonages peut être obtenue par confrontation avec les données de qualité de l'eau issues des réseaux de surveillance, mais avec circonspection.

2.4. Application du diagnostic régional Corpen par les groupes régionaux

Etant donné que les méthodes Corpen s'appuient sur des experts locaux, le diagnostic régional a été décliné de différentes façons selon les régions. Les diagnostics présentés ici sont ceux dont la méthodologie est proche de celle préconisée par le Corpen et pour lesquels on a pu avoir accès à la méthodologie.

2.4.1. Diagnostic régional en Alsace

Le diagnostic des principales voies de transfert par expertise a mis en évidence 2 périodes différentes du point de vue du fonctionnement hydrologique :

- En automne-hiver, des pluies faibles sur terres labourées entraînent un ruissellement par saturation si le sol est hydromorphe, mais pas de ruissellement hortonien.

- En printemps-été, la plus forte pluviométrie puis les orages entraînent du ruissellement hortonien là où le sol est battant.

Le diagnostic a donc été mené pour les deux périodes séparément. C'est la seule région où ce choix a été fait, guidé par le climat continental.

La topologie a été intégrée par le biais des valeurs de pente. L'occupation du sol a également été prise en compte (diminution de la vulnérabilité pour les prairies, bois et forêts, augmentation pour les terres labourables, vignes, vergers et bâti).

Une autre spécificité de ce diagnostic est que la note de vulnérabilité, obtenue après le croisement des paramètres du milieu, a été combinée à un facteur de dilution, proportionnel au débit à l'exutoire du BV, pour obtenir une note de « sensibilité ».

Les résultats sont validés par expertise : « Les bassins versants identifiés comme les plus sensibles correspondent effectivement aux secteurs où des problèmes majeurs sont avérés. »

2.4.2. Diagnostic régional en Bretagne

Peu d'informations ont pu être collectées sur ce diagnostic. Les données sur le milieu utilisées sont la géologie, la teneur en matière organique et le drainage. La pression a été évaluée très sommairement. Une note de 0 a été attribuée aux prairies, de 1 aux grandes cultures et de 2 aux légumes.

2.4.3. Diagnostic régional en Lorraine

Les paramètres retenus sont ceux préconisés dans le guide Corpen. Ils sont croisés par une méthode de « scores ». Cela consiste à attribuer des pénalités aux paramètres favorables au transfert puis à les combiner. Le nombre de classe de pénalité dépend du paramètre. Pour l'exemple présenté en Figure 4, la pression polluante est définie en 3 classes : une pénalité de 0 est attribuée à la pression si elle est faible, 1 si elle est moyenne et 2 si elle est forte. Si dans une zone la pression est forte (pénalité 2) et la vulnérabilité est faible (pénalité 1), le potentiel de contamination aura 3 comme pénalité.

Figure 4. Détermination des classes de potentiel de contamination pour les eaux de surface en Lorraine

Pression polluante	Vulnérabilité ESU				
	Très Faible (0)	Faible (1)	Moyenne (2)	Forte (3)	Très Forte (4)
Faible (0)	0	1	2	3	4
Moyenne (1)	1	2	3	4	5
Forte (2)	2	3	4	5	6

© GRAPPE Lorraine

2.4.4. Diagnostic régional en Pays de Loire

Dans cette région, la vulnérabilité a été estimée sur des mailles carrées de 50m de côté, et non pas sur des unités homogènes du milieu.

En plus de la sensibilité au ruissellement, la topologie a été prise en compte, notamment grâce à un modèle numérique de terrain (MNT). Les critères pris en compte sont : la distance hydraulique de la maille au cours d'eau, la présence ou non d'un écran boisé dans le chemin d'écoulement, l'intensité de la pente, la géométrie de la pente et la surface du BV amont de la maille.

L'agrégation des critères par maille est également effectuée par intégration de scores. A chaque maille est donc attribué un rang. Ensuite, ces rangs sont intégrés au niveau des bassins versants (BV) en prenant la médiane des rangs des mailles du BV.

Une originalité de ce diagnostic est sa méthode de validation. Le rang obtenu sur chaque BV des stations de surveillance a été comparé avec la valeur du SEQ-eau³ Pesticides des stations, grâce à une régression linéaire. Le coefficient de détermination de la régression est de $R^2=0,57$.

2.4.5. Diagnostic régional en Rhône-Alpes

Les paramètres utilisés sont globalement ceux préconisés par le Corpen : la densité du réseau hydrographique, l'hydromorphie, la battance, l'intensité de drainage et la pression. Ils sont également croisés par la méthode des scores.

2.4.6. Bilan des diagnostics régionaux

Si certains paramètres se retrouvent dans quasiment toutes ces applications de la méthode Corpen, d'autres ne sont pas toujours pris en compte ou de manière variée, comme la topologie.

La discrétisation (généralement en « faible », « moyen » et « fort ») des valeurs prises par un paramètre diffère également. Par exemple, en Rhône-Alpes, la densité de réseau hydrographique est découpée en trois classes qui ont pour seuils 0,8 et 1,2 km/km², tandis qu'en Lorraine les seuils sont de 0,5 et 2 km/km², et en Pays de Loire il n'y a qu'un seuil à 1,1 km/km².

Les propriétés des molécules ne sont quant à elles jamais prises en compte. Cela peut s'expliquer par l'absence de données fiables et complètes. Par ailleurs, la pression phytosanitaire est un paramètre difficile à acquérir, d'autant plus que ces études sont antérieures à la constitution de la BNVD (cf. 4.4.1).

Le croisement des paramètres est majoritairement effectué par la méthode des scores.

2.5. Diagnostic Aquavallée ® des bassins versants

2.5.1. Objectif

La méthode est proposée par ARVALIS-Institut du végétal et développée à l'origine pour les grandes cultures. Comme les méthodes Corpen à l'échelle BV ou parcelle, son objectif est d'identifier dans un bassin versant les zones contributrices à la contamination du cours d'eau par les pesticides, ainsi que les principales voies de transfert, en vue de proposer aux agriculteurs un plan d'actions correctives.

Les résultats sont rendus sous forme d'une carte, avec une caractérisation des différentes situations et des risques de transfert associés. Contrairement aux diagnostics régionaux, les risques ne sont pas hiérarchisés entre les différentes situations identifiées.

Les voies de transfert étudiées sont le ruissellement de surface, l'érosion, la dérive, le drainage enterré ou par fossés, les flux de subsurface, les inondations et les fluctuations de la nappe alluviale.

2.5.2. Principe de la méthode

Cette méthode s'inspire de celle du Corpen. Elle s'appuie aussi sur un arbre de décision. Il est à adapter d'un bassin à l'autre en tenant compte des caractéristiques climatiques et pédologiques. De l'expertise locale est donc nécessaire, de même que pour interpréter les cartes géologique et pédologique.

La méthode se déroule en deux étapes principales. La première consiste à différencier le bassin en zones dont les sols ont un fonctionnement hydrologique semblable puis à appliquer l'arbre de décision. La seconde consiste en une validation des données utilisées et du résultat

³ Le SEQ-eau (ou Système d'évaluation de la Qualité de l'eau) a été construit en 1991 puis il a été ajusté et complété en 1998 pour tenir compte de la directive 98/83/CE de novembre 1998 sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine ; et complété en 1999/2000 avec notamment l'état physico-chimique de l'eau et avec la prise en compte des mesures de micropolluants sur sédiments et matières en suspension. Il n'est plus utilisé pour l'application de la DCE.

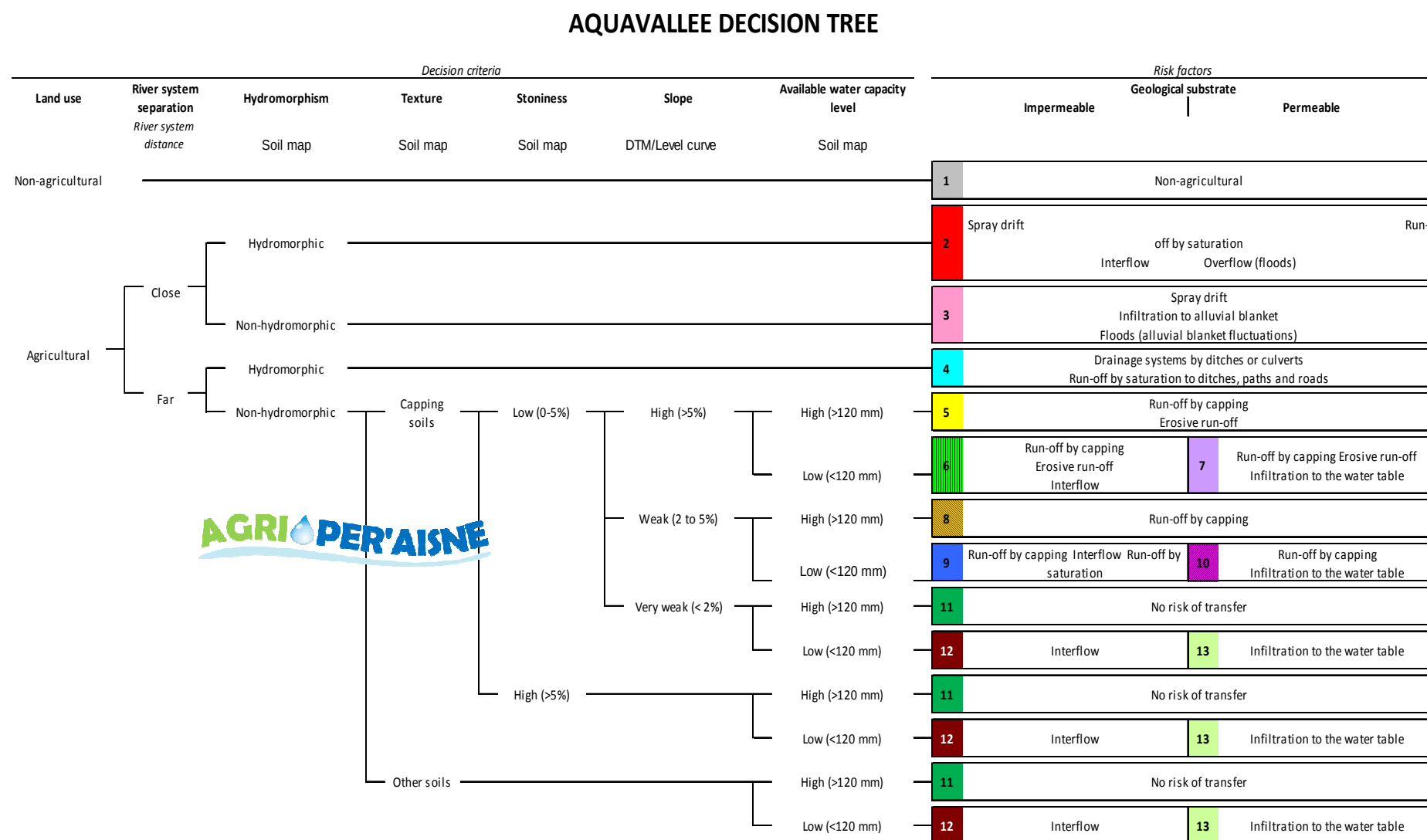
du diagnostic par une visite indispensable sur le terrain. Elle peut conduire à une modification de l'arbre de décision.

L'arbre de décision utilisé dans l'Aisne est donné en exemple en Figure 5.

2.5.3. Paramètres

Les paramètres utilisés dans l'arbre de décision sont principalement pédologiques : battance, hydromorphie, pierrosité, profondeur de sol et réserve utile. La caractérisation de la perméabilité du sous-sol est également un paramètre important, ainsi que les paramètres topologiques : distance au cours d'eau et pente. Le drainage n'est pas utilisé directement du fait de l'absence de cartes en France. La présence de zones tampons est observée sur le terrain (forêts, ripisylves, zones humides...).

Figure 5: Arbre de décision de la méthode Aquavallée pour le diagnostic de l'aire d'alimentation de captage de Coupigny (projet AGRI PER' AISNE)



2.6. Méthode de Macary et al. appliquée aux coteaux de Gascogne

Macary et ses collaborateurs d'Irstea de Bordeaux ont développé une méthode d'estimation d'un risque potentiel spatialisé de contamination des eaux superficielles par les pesticides utilisés en agriculture à différentes échelles spatiales (Macary et al. 2007). Ils ont estimé les risques de contamination à une échelle élémentaire caractérisée par des mailles carrées de 30m de côté, ces dernières étant ensuite agrégées à plus large échelle (en faisant la moyenne pondérée de la note de chaque maille).

Certains paramètres pour lesquels il n'y a pas de données assez précises et discriminantes à l'échelle considérée, comme le climat, ont été négligés. Les paramètres retenus sont la pente, la distance au cours d'eau, le nombre de traitements phytosanitaires et la nature du sol si elle est disponible. Cette méthode ne tient pas compte du drainage. Elle a été appliquée sur les coteaux de Gascogne et semble difficilement extrapolable à toutes les régions de France (prise en compte du sol réduite et pas de prise en compte du drainage ni du climat).

Le croisement de ces paramètres se fait là aussi par méthode des scores. Comme les méthodes précédentes, elle nécessite de l'expertise pour classer les types de sols en fonction du risque de ruissellement qu'ils sont susceptibles de générer. Compte tenu de la méthode utilisée (moyenne de notes obtenues à petites mailles), il s'agit plus de la qualification d'un risque de genèse de flux que d'un risque de transfert de contamination.

2.7. I-Phy

Plusieurs indicateurs spatialisés ont pour objet les risques de transfert des produits phytosanitaires (ADSCOR, NRI, ATHUR...) mais ils n'intègrent généralement pas les caractéristiques du sol. Nous ne présentons ici que l'indicateur I-Phy qui en tient compte.

I-Phy a été développé par l'INRA de Colmar pour évaluer les risques liés à l'utilisation des produits phytosanitaires. Il est composé de quatre modules : « Dose », « Risques de contamination des eaux souterraines » (Reso), « Risques de contamination de l'eau de surface » (Resu), et « Risques de contamination de l'air » (Rair) (BOCKSTALLER et al. 2008).

Le module « Risque de contamination de l'eau de surface » intègre le risque de ruissellement, qui dépend des caractéristiques de la parcelle (pente, longueur, texture, état de surface), le taux de dérive de l'application du produit (estimé à partir de la distance de la parcelle au cours d'eau), le mode d'application, la persistance du pesticide et son ecotoxicité sur les organismes aquatiques (algues, crustacés, poissons).

Une note est calculée pour chaque module, en se basant sur un système expert utilisant la logique floue. Pour chaque application de substances actives, une note globale est obtenue en combinant celles des quatre modules à poids égal. La dose a donc un poids très important dans la note finale.

Contrairement à la plupart des autres méthodes, I-Phy tient compte de la persistance des substances. Cependant, il ne peut pas être utilisé directement ici car c'est un indicateur d'impact, et non de risque de contamination, par ailleurs, il est difficilement applicable en l'état à un bassin versant.

2.8. Méthode Foot-CRS du projet LIFE Footprint

Foot-CRS est un des trois logiciels développés dans le cadre du projet européen LIFE FOOTPRINT⁴ contribuant à l'évaluation et à la réduction du risque de transfert des pesticides vers les ressources en eau. Il consiste en une modélisation des transferts de pesticides, par flux latéraux d'une part et par infiltration d'autre part, au niveau de mailles (taille conseillée de 10 m×10m) avec agrégation ensuite par bassin versant (Footprint 2008).

Après la réalisation d'une analyse de sensibilité, les paramètres de modélisation qui ont été retenus sont :

⁴ <http://www.eu-footprint.org/fr>

- ▶ la pédologie : les textures de l'horizon cultivé et des horizons inférieurs, la nature de la roche-mère, la couleur du sol, la présence de roches cohérentes à moins d'1 m, la présence de drains artificiels à moins d'1 m ;
- ▶ la couverture du sol ;
- ▶ le réseau hydrographique ;
- ▶ les débits ;
- ▶ les chroniques de pluies ;
- ▶ les pratiques phytosanitaires.

La perte de pesticides d'une maille par ruissellement est réduite s'il y a une zone tampon. Il semble que le pourcentage de ruissellement intercepté est déterminé pour chaque cellule en fonction du type de zone tampon, du type de sol et du volume ruisselé, à l'aide d'un tableau expert.

Le résultat est une statistique calculée à partir des chroniques de flux modélisées : pour chaque mois de l'année est calculé un apport journalier maximum en pesticides au cours d'eau, en sommant les pertes de chaque maille après atténuation par les zones tampons. Grâce aux données de débit à l'exutoire du bassin versant, cela permet de calculer une concentration journalière maximale à l'exutoire.

La modélisation permet de tenir compte de l'écart entre les applications de produits et les pluies qui suivent. Cependant, elle doit être effectuée pour chaque substance active une par une, et nécessite de bien connaître les cultures et les pratiques phytosanitaires associées (nombre de traitements, doses, dates...). Par ailleurs, les sols sont choisis parmi une gamme de sols types définis au niveau européen.

La validation des résultats est difficile car les résultats sont des concentrations maximales mensuelles, modélisées à partir de chroniques de pluie sur 20 ans, selon la méthode d'évaluation de risque utilisée en France et en Europe pour les pesticides.

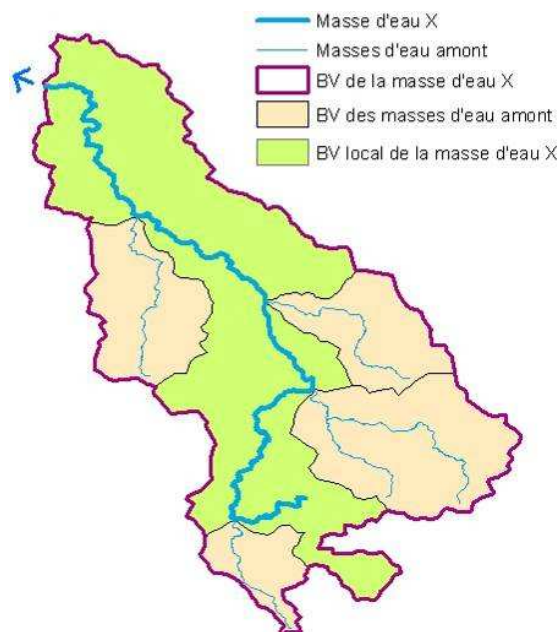
3. Démarche adoptée

3.1. Délimitation de la méthode

La présente méthode s'applique à l'échelle du bassin versant local des masses d'eau de surface et non directement aux masses d'eau. Le résultat obtenu est **un risque de transfert du bassin versant local vers une masse d'eau de surface**, et non la prévision d'une concentration ou d'un flux dans la masse d'eau. On cherche en effet à caractériser **la contribution** de chaque bassin versant local à la qualité de l'eau de la masse d'eau qu'il alimente, et non son impact final en termes de concentrations : d'une part cela supposerait de pouvoir rendre compte des phénomènes de dispersion dans la masse d'eau (dilution, dégradation, adsorption sur les sédiments...), d'autre part, ce ne serait pas compatible avec l'approche descriptive, et non quantitative, adoptée ici.

On entend par bassin versant local d'une masse d'eau le bassin versant de l'exutoire de la masse d'eau amputé des bassins versants des exutoires des masses d'eau amont (Figure 6).

Figure 6 : Illustration de la notion de bassin versant local



Données : Agence de l'eau Loire-Bretagne

3.2. Choix de la méthode

La méthode ARPEGES est inspirée de la méthode élaborée en 2003 par le Corpen pour les diagnostics du risque de contamination par les produits phytosanitaires à l'échelle régionale. Comme cette méthode, elle caractérise le risque de contamination en croisant vulnérabilité du milieu et pression phytosanitaire. Toutefois alors que la méthode Corpen consistait surtout à offrir un « cadre » de réflexion aux experts locaux à même d'identifier les processus dominants sur la région considérée, de définir les croisements de données permettant effectivement de mettre en exergue les situations discriminantes, et de choisir les seuils définissant les différentes classes de données de façon pertinente, il a ici fallu effectuer ce travail en amont, afin d'aboutir à une démarche harmonisée au niveau national.

Il ne nous paraissait toutefois pas pertinent de croiser les données de façon purement mécaniste à cette échelle, compte tenu de la complexité des processus en jeu et de leurs interactions, mais aussi de la nature nécessairement imparfaite des données disponibles à cette échelle. Nous avons souhaité rendre compte de la complexité des croisements en ayant recours à la méthode des réseaux Bayésiens, cette approche probabiliste permettant de tenir compte de l'incertitude sur les données et de formuler des connaissances sur les processus dominants conditionnellement à certaines variables (cf. partie 3.4) : par exemple : « si les sols sont très battants sur ce bassin versant et que les bords de rivière ne sont pas protégés par une ripisylve ou des zones tampons enherbées, alors il y a de fortes chances que le ruissellement hortonien advienne fréquemment et atteigne la rivière ».

Pour assurer la lisibilité de la méthode, ainsi qu'une flexibilité suffisante pour que notre modèle bayésien puisse décrire l'ensemble des situations possibles sur le territoire hexagonal, il nous a semblé nécessaire de dépasser le croisement global [Vulnérabilité intrinsèque * Pression phytosanitaire $\Rightarrow$ risque de contamination] du diagnostic régional Corpen.

Ainsi, dans la méthode proposée, la vulnérabilité intrinsèque est déclinée selon les quatre grandes voies de transfert contribuant à la contamination des eaux de surface : ruissellement, drainage agricole, écoulements latéraux subsurfaciques et dérive atmosphérique. L'occurrence et l'importance de ces processus sont décrites, pour chaque situation, en fonction notamment des caractéristiques du sol et du sous sol, de la présence ou non de protection des cours d'eau (ripisylve, zones tampons enherbées pour l'instant), ainsi que des caractéristiques de la zone climatique considérée qui intègrent non seulement des cumuls de pluie, mais également des

notions de fréquence et d'intensité de pluie. La prise en compte d'autres aménagements de protection des cours d'eau constitue une piste d'amélioration future de l'outil.

Pour tenir compte du fonctionnement hydrologique différencié des bassins versants entre hiver et été (lié notamment à la recharge des nappes, au niveau de remplissage de la réserve utile des sols et à l'intensité des pluies), il nous a également paru souhaitable de distinguer les vulnérabilités intrinsèques entre « automne-hiver » et « printemps-été », associées respectivement aux traitements sur culture d'hiver et de printemps. En toute rigueur, les limites des saisons devraient varier avec la zone climatique considérée, mais compte tenu du temps imparti et des données disponibles, des limites homogènes pour tout le territoire national ont été définies dans cette méthode : avril à octobre d'une part, et mars à novembre d'autre part.

Dans la même logique, une autre évolution notable par rapport à la méthode du Corpen est de distinguer le risque de contamination aiguë du risque de contamination chronique. En effet, là aussi, les processus en jeu ne sont pas les mêmes ; par exemple, le transfert par dérive de pulvérisation a lieu au moment de l'application et entraîne une contamination brève mais marquée du cours d'eau, tandis que les flux d'eau dans le sol peuvent entraîner les substances vers le cours d'eau de manière différée et peu concentrée pendant plusieurs mois. Cette séparation entre risque aigu et risque chronique est de surcroît cohérente avec l'évaluation de l'état au sens de la DCE utilisant des Normes de Qualité Environnementale (NQE)⁵. Les risques de contamination aiguë et chronique pourront ainsi être respectivement associés aux Concentration Maximale Admissible et Concentration Moyenne.

Les cartes issues de cette analyse des écoulements dominants sont appelées cartes de vulnérabilité intrinsèque car liée au milieu physique (modifié ou non par les aménagements anthropiques que sont le drainage ou la présence de ripisylves par exemple).

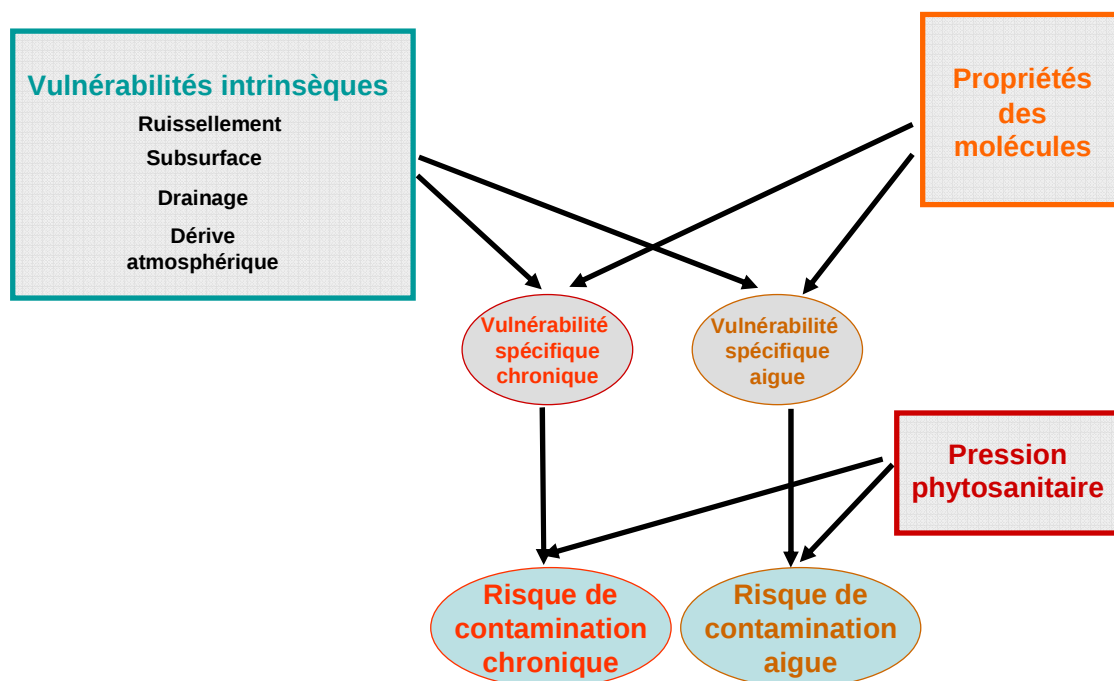
La volonté de prendre en compte l'influence des propriétés de mobilité des substances actives a conduit à l'élaboration de cartes de la vulnérabilité spécifique du milieu : en effet, une substance active s'adsorbant fortement sera significativement mobilisée si le milieu est vulnérable au ruissellement ET érosif, une substance s'adsorbant peu sera de toute façon fortement mobilisée si le ruissellement est important, que le milieu soit ou non érosif. De même, dans un milieu vulnérable à une contamination chronique via les écoulements de subsurface, les molécules rémanentes poseront plus problème que les autres.

Le croisement de la vulnérabilité spécifique (chronique ou aiguë, printemps-été ou automne-hiver) avec la pression phytosanitaire peut ensuite être réalisé pour un cocktail « type » de substances actives (du point de vue des caractéristiques physico-chimiques des molécules le constituant et des quantités utilisées), aboutissant ainsi à un risque de contamination « global ». La méthode a été mise en œuvre pour l'ensemble des substances actives appliquées sur les zones considérées mais elle est également applicable pour une molécule donnée.

La Figure 7 schématise le réseau global auquel on aboutit (identification des vulnérabilités intrinsèques pour chaque voie de transfert, distinctions entre risque aigu et risque chronique et entre vulnérabilité intrinsèque et vulnérabilité spécifique). Ce réseau est décliné pour chacune des 2 saisons identifiées.

⁵ Ces normes, définies pour les substances prioritaires ou pertinentes, indiquent les concentrations à ne pas dépasser. Pour l'eau, deux types de NQE sont définies : une concentration moyenne annuelle et une concentration maximale acceptable.

Figure 7 : Schéma simplifié du réseau, décliné pour les 2 saisons



3.3. Principes méthodologiques : les réseaux de probabilité bayésiens

Les réseaux de probabilités bayésiens sont de plus en plus utilisés dans les sciences environnementales, notamment pour modéliser les effets de politiques de gestion et des activités anthropiques sur différents compartiments de l'environnement au sens large. Ces modèles ont l'avantage d'être des outils lisibles au sein desquels peuvent être clairement articulées les relations complexes entre variables, être identifiés les manques dans les jeux de données, être comparés les scénarios de gestion et les grandes forces motrices des réponses environnementales identifiées. La flexibilité de ces modèles, en particulier la possibilité de travailler sur des jeux de données de petite taille ou incomplets ou d'incorporer des données expérimentales, des avis d'expert ou une combinaison des deux, les rend particulièrement efficaces dans le cadre d'un projet de gestion adaptatif.

L'appellation anglaise des réseaux de probabilité bayésiens, Bayesian Belief Network, fait mieux apparaître leur intérêt conceptuel : il s'agit de modèles décrivant le niveau de confiance que l'on accorde aux différentes parties du réseau.

3.3.1. Structure graphique des réseaux bayésiens

L'écriture d'un réseau de probabilités bayésien repose sur une représentation graphique schématique du système et de son fonctionnement. Ces modèles s'appuient directement sur la théorie des graphes. On distingue deux principaux éléments graphiques

► nœuds :

Les variables d'intérêt dans le fonctionnement du système sont représentées sous la forme de boîtes, appelées « nœuds ». Ce sont des variables aléatoires et leur valeur n'est donc pas considérée comme une quantité fixée, mais on décrit au contraire leur distribution de probabilités, c'est-à-dire la probabilité qu'a cette variable de prendre chacune de ses valeurs potentielles, ou d'appartenir à un intervalle de valeur donné dans le cas des variables continues.

Les réseaux de probabilités bayésiens ne peuvent utiliser directement des variables continues, et celles-ci doivent être discrétisées. Cette étape consiste en la description d'intervalles de valeurs, chacun correspondant au final à une classe. On peut construire ces intervalles de façon naïve, en découpant l'espace en intervalles de même taille, par exemple ; ou bien

construire ces intervalles en faisant des hypothèses sur le fonctionnement du système, on décrit alors des intervalles de valeurs pour lesquelles le comportement du système est considéré comme stable.

► flèches :

Pour décrire des relations causales entre les nœuds, on utilise un système de flèches. Un nœud duquel part une flèche est appelé un nœud parent, un nœud sur lequel pointe une flèche est appelé un nœud enfant. Tracer une flèche d'un nœud parent vers un nœud enfant sous-entend que l'on considère qu'il existe un lien de causalité du nœud parent vers le nœud enfant, autrement dit, on considère que les valeurs possiblement prises par le nœud enfant dépendent des valeurs prises par le nœud parent.

3.3.2. Structure probabiliste des réseaux bayésiens

3.3.2.1. Notion de probabilités conditionnelles

Pour chaque combinaison d'état des nœuds parents, il faut donner une probabilité à chacun des états possibles du nœud enfant considéré. Chaque combinaison d'états des nœuds parents peut-être vue comme une expérience et les probabilités conditionnelles comme le résultat moyen de cette expérience.

Par exemple, prenons une expérience de pile ou face. En l'absence d'information, je m'attends à avoir 50% de chances de faire pile, et 50% de chances de faire face : sur 100 expériences, je réalise en moyenne 50 pile et 50 face (mais l'expérience peut aussi donner 60 piles et 40 faces, ou encore le cas extrême de 100 face pour 0 pile, mais la probabilité que ces événements se réalisent est plus faible). A présent, considérons que l'on m'informe que la pièce est peut-être truquée vers les piles. Je dois considérer les deux cas : si la pièce n'est pas truquée, j'ai toujours une répartition de probabilités de 50% - 50%, si la pièce est truquée, j'augmente la probabilité des piles, mettons par exemple 70% - 30%.

- Cela ne m'assure pas que la pièce est truquée ou pas. Je n'en suis pas sûr, je considère donc les deux cas possibles et je réalise un pari sur le résultat dans les deux cas.
- Que la pièce soit truquée ne m'assure pas que je fasse un pile. J'ai simplement plus de chance à chaque tirage (la probabilité de faire pile, conditionnellement au fait que la pièce soit truquée, a augmenté), mais il arrive régulièrement qu'un tirage donne un face.

On notera $p(B|A)$ (on lit probabilité de B sachant A) la probabilité d'un événement B (le tirage donne pile, dans notre exemple) sachant l'événement A (la pièce est truquée).

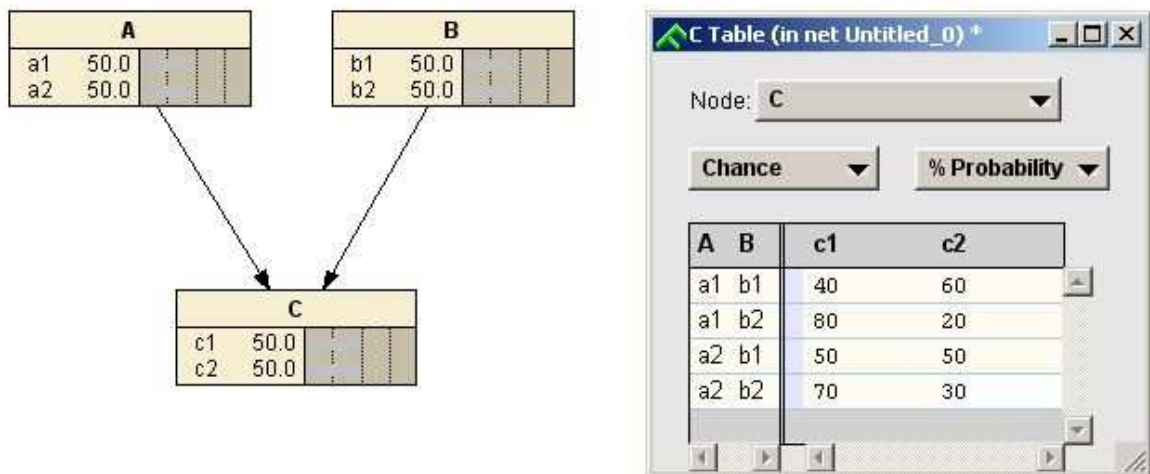
Si un nœud A pouvant prendre les valeurs $a1$ et $a2$ est conditionnellement lié à un nœud B pouvant prendre les valeurs $b1$ et $b2$, alors la probabilité que A prenne la valeur $a1$ sachant que B prend la valeur $b2$ sera notée $p(A=a1|B=b2)$.

3.3.2.2. Table de probabilité conditionnelle

Derrière chaque flèche de la structure graphique, on décrit le lien de causalité par une distribution de probabilités conditionnelles. Cette distribution décrit les probabilités des valeurs possibles d'un nœud enfant, conditionnellement à ses nœuds parents, c'est-à-dire connaissant, même hypothétiquement, la valeur prise par chacun de ses nœuds parents.

On résume cette distribution conditionnelle à l'aide d'une table de probabilités conditionnelles, qui décrit les probabilités pour le nœud enfant de prendre une valeur, et ce pour chaque combinaison de valeurs possibles pour les nœuds parents (Figure 8).

Figure 8 : exemple de table de probabilités conditionnelles pour un réseau simple



Illustrations à partir du logiciel NETICA

En l'absence d'informations complémentaires, on considère une distribution uniforme de probabilité entre les états pour les nœuds parents. Comme il y a deux états, la probabilité est de 50 % pour chaque état.

Par exemple, sur la première ligne, on lira que si la variable A prend la valeur a1 et que la variable B prend la valeur b1, alors la variable C a 40% de chances de prendre la valeur c1 et 60% de chances de prendre la valeur c2. On notera donc :

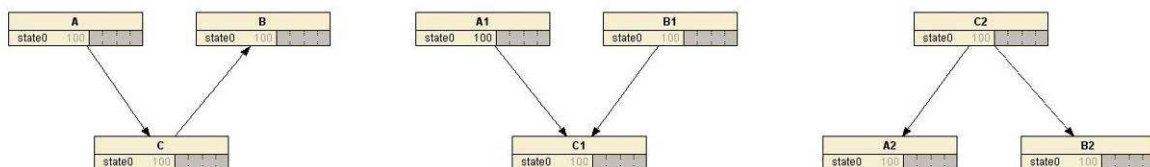
$$p(C=c1|A=a1, B=b1)=0.4; p(C=c2|A=a1, B=b1)=0.6$$

Il apparaît que plus le nombre de nœuds parents (ainsi que plus le nombre d'états possibles pour les nœuds, tant parents qu'enfants) augmentent, plus les tables de probabilités conditionnelles deviennent grandes et donc compliquées à renseigner.

3.3.2.3. Notion d'indépendance conditionnelle

Travailler sur des relations conditionnelles présente un avantage majeur. Cela permet de faire intervenir la propriété d'indépendance conditionnelle. Prenons un réseau composé de trois nœuds A, B et C. On dira que A et B sont indépendants conditionnellement à C si et seulement si lorsque l'état de C est connu, toute connaissance sur B n'altère pas A. C'est le cas des connexions en série et convergente, mais ce n'est pas vrai dans le cas de connexions divergentes (Figure 9).

Figure 9 : Types de connexions possibles dans un réseau à 3 nœuds (connexion en série (a), connexion convergente (b), connexion divergente (c)).



Illustrations à partir du logiciel NETICA

De cette propriété découle le fait que décrire l'état d'une variable enfant ne nécessite de faire intervenir que les états des nœuds parents. Par conséquent, pour décrire un réseau complexe, on peut s'appliquer à décrire des relations conditionnelles locales dans des sous-parties de réseau. La description du système complet naît de la jonction des différentes sous-parties par une relation conditionnelle locale et la description de celle-ci.

3.3.3. Gestion des tables de probabilités conditionnelles

3.3.3.1. La formule de Bayes

La formule des probabilités conditionnelles de Bayes est une formule d'inversion des probabilités conditionnelles :

$$p(A|B) = \frac{p(B|A).p(A)}{p(B)}$$

Elle vient de l'expression de la loi jointe de deux évènements A et B (c'est la loi qui décrit la probabilité des deux évènements A et B conjointement et se note $p(A,B)$) :

$$p(A,B) = p(A|B).p(B) = p(B|A).p(A)$$

De la dernière égalité, on tire immédiatement la formule de Bayes.

Cette formule est intéressante car elle exprime le fait qu'observer un événement sur une variable considérée comme une conséquence nous renseigne sur l'état de la variable considérée comme cause.

3.3.3.2. Renseignement des tables de probabilités conditionnelles

- en absence de données complètes : expertise

Il s'agit de remplir ces tables sur la base d'une expertise du fonctionnement du système. On parle de table *a priori*, car décrivant la connaissance du système avant de réaliser l'expérience permettant d'obtenir de la donnée. On décrit alors la connaissance préalable que l'on a du système, ainsi que le niveau de confiance que l'on accorde à cette connaissance. Ces probabilités *a priori* s'interprètent alors comme l'expression des paris probabilistes des experts : donner une probabilité forte à un événement signifie que l'on est à peu près sûr de ce jugement (et donc de l'issue de l'expérience qui sera réalisée plus tard). A l'inverse, donner des probabilités quasi équivalentes aux différents résultats possibles d'une expérience revient à exprimer sa faible confiance dans l'issue de cette expérience.

- en présence de données complètes

Dans le cas où l'on dispose d'un jeu de données pour lequel les états de toutes les variables sont renseignés, on peut faire apprendre les tables de probabilités conditionnelles au modèle. Il s'agit alors d'un comptage, pour chaque expérience, de la réalisation des différents résultats, ramenés à des pourcentages.

3.3.3.3. Mise à jour des tables de probabilités conditionnelles : inférence bayésienne.

Dans le cas où l'on dispose d'un jeu de données complet, les deux façons de remplir les tables de probabilités conditionnelles ne sont pas incompatibles. Au contraire, la démarche bayésienne permet de mettre à jour les tables de probabilités conditionnelles *a priori*, en extrayant l'information complémentaire contenue dans le jeu de données. Le résultat de cette mise à jour est une table de probabilités conditionnelles *a posteriori* (obtenue après la réalisation de l'expérience, par opposition aux tables *a priori* obtenue avant la réalisation de cette expérience).

Cette mise à jour repose sur la formule des probabilités conditionnelles de Bayes.

Faute de données pour cet exercice d'état des lieux, cette étape n'a pas été réalisée ici.

3.3.4. Utilisation

3.3.4.1. Calcul prédictif de probabilités d'états

Une fois le modèle écrit et les tables de probabilités conditionnelles remplies, il est possible d'utiliser un réseau de probabilités bayésiens comme un modèle prédictif. Il s'agit alors de fixer l'état de certains nœuds afin de prédire l'état d'autres nœuds pour lesquels on n'a pas d'observation.

Il est intéressant de noter que cette prédiction peut aller aussi bien dans un sens descendant (les causes du phénomène sont fixées, le modèle prédit les conséquences) que dans un sens ascendant (les conséquences sont observées et donc fixées, le modèle prédit les causes de ces observations).

Les calculs prédictifs reposent intégralement sur les propriétés des probabilités conditionnelles. Le résultat de ces calculs est en fait le barycentre de l'ensemble des cas possibles, pondérés par leurs probabilités d'occurrence. Prenons l'exemple simple d'un modèle à trois nœuds, dont deux parents et un enfant (voir exemple de la Figure 8), chacun ayant deux états possibles : A (a1, a2), B (b1, b2) et C (c1, c2).

Si l'on cherche à prédire l'état du nœud C, on a dans le cas général:

$$P(C=c1) = p(C=c1|A=a1, B=b1). p(A=a1, B=b1) + p(C=c1|A=a1, B=b2). p(A=a1, B=b2) \\ + p(C=c1|A=a2, B=b1). p(A=a2, B=b1) + p(C=c1|A=a2, B=b2). p(A=a2, B=b2)$$

ce qui revient à :

$$P(C=c1) = p(C=c1|A=a1, B=b1).p(A=a1).p(B=b1) + p(C=c1|A=a1, B=b2).p(A=a1).p(B=b2) \\ + p(C=c1|A=a2, B=b1).p(A=a2).p(B=b1) + p(C=c1|A=a2, B=b2).p(A=a2).p(B=b2)$$

et de même, on a:

$$P(C=c2) = p(C=c2|A=a1, B=b1).p(A=a1).p(B=b1) + p(C=c2|A=a1, B=b2).p(A=a1).p(B=b2) \\ + p(C=c2|A=a2, B=b1).p(A=a2).p(B=b1) + p(C=c2|A=a2, B=b2).p(A=a2).p(B=b2)$$

- Si l'on fixe l'état a1 pour le nœud A, et l'état b2 pour le nœud B

On a $P(A=a1) = 1$, $p(A=a2)=0$, $p(B=b1)=0$ et $p(B=b2)=1$

Et:

$$P(C=c1) = p(C=c1|A=a1, B=b2)$$

$$P(C=c2) = p(C=c2|A=a1, B=b2)$$

On obtient alors comme résultat les probabilités que l'on pouvait lire dans la table de probabilité conditionnelle de C pour le cas (A=a1, B=b2).

- Si l'un des nœuds parent est incertain, par exemple A n'est pas observé

On a alors une distribution de probabilité sur le nœud A, mais on a toujours $p(B=b1)=0$ et $p(B=b2)=1$. Les résultats pour le nœud C deviennent :

$$P(C=c1) = p(C=c1|A=a1, B=b2).p(A=a1) + p(C=c1|A=a2, B=b2).p(A=a2)$$

et

$$P(C=c2) = p(C=c2|A=a1, B=b2).p(A=a1) + p(C=c2|A=a2, B=b2).p(A=a2)$$

Les probabilités de la table de probabilités conditionnelles sont bien pondérées par les probabilités des cas possibles des nœuds parents.

3.3.4.2. Distribution de probabilités prédite

On constate que pour les nœuds inconnus, on exprime une distribution de probabilité prédite : on exprime une probabilité pour chacun des états possibles de ce nœud. On peut donc déterminer l'état le plus probable qui est l'état pour le nœud concerné qui a la plus forte probabilité d'occurrence, dans le cas envisagé. Toutefois, il s'agit d'une vision assez réductrice et résumée des résultats.

Il est intéressant de conserver le lien avec la distribution complète, car elle donne une information complémentaire très importante : le niveau de confiance associé au résultat.

En effet, que l'état le plus probable ait une probabilité d'occurrence très élevée ne signifie pas la même chose que si deux ou trois états ont des probabilités sensiblement identiques. Dans le premier cas, on accorde un niveau de confiance élevé au résultat, tandis que dans le second, il est plus difficile de conclure ou d'accepter la prédiction.

Afin d'estimer ce niveau de confiance, une façon simple de procéder est de considérer les probabilités associées aux deux classes les plus probables et de calculer l'écart entre ces probabilités. Si cet écart est important, alors la confiance dans la prédiction est plus forte car on hésite moins entre les deux classes possibles. Au contraire, si l'écart est faible, le risque de se tromper en attribuant une classe d'altération augmente (dans le cas extrême, on revient au tirage pile ou face, où chaque événement a une probabilité de 50%. On a alors une chance sur deux de se tromper en pariant sur l'un des événements).

3.3.4.3. Lecture de ces probabilités

De façon générale, les nœuds enfants correspondant aux vulnérabilités intrinsèques et spécifiques représentent le niveau de vulnérabilité du bassin versant. Ce niveau de vulnérabilité peut être faible, moyen ou fort.

De même, les nœuds représentant les risques de contamination chronique et aigue, estival et hivernal, codent ce niveau de risque en faible, moyen ou fort.

Les probabilités associées à chacun de ces niveaux de vulnérabilité ou de risque de contamination expriment le risque associé à ces niveaux. Par exemple, si la vulnérabilité intrinsèque au ruissellement a une probabilité de 70% d'être dans la classe « forte » (les 30% restant se répartissant évidemment dans les deux autres classes faible et moyenne), on parlera d'un risque élevé (équivalent à une forte probabilité) d'avoir une vulnérabilité forte au ruissellement. Si c'est la classe faible qui a une probabilité de 70%, on aura un risque élevé (équivalent à une forte probabilité) d'avoir une vulnérabilité faible au ruissellement (on a de fortes chances que le bassin versant soit faiblement sensible au ruissellement).

3.4. Application de la démarche bayésienne

Nous allons détailler la construction du réseau en commençant par chaque nœud enfant (croisement de paramètres) avec ses nœuds parents (paramètres) et les liens, puis la discrétisation des paramètres.

3.4.1. Construction du réseau : variables et liens

Le choix des paramètres (variables d'entrée) pertinents à intégrer au réseau a été fait grâce à l'expertise de l'équipe Pollutions Agricoles Diffuses d'Irstea. Ce choix n'a pas pu se faire sans tenir compte des sources de données disponibles (cf. partie 4), pour que la méthode soit

applicable dès maintenant. Nous avons néanmoins laissé la possibilité de renseigner différemment certains paramètres si des données plus précises ou actualisées sont disponibles ultérieurement, par exemple la surface développée traitée.

3.4.1.1. Vulnérabilité intrinsèque au ruissellement

Le ruissellement de surface peut être séparé en deux types, le ruissellement par saturation et le ruissellement hortonien.

Le ruissellement par saturation a lieu quand la surface du sol est saturée en eau (**hydromorphie**). Une faible **réserve utile** en eau des sols et un **cumul de pluies** important sont des facteurs de risque.

Le ruissellement hortonien est dû à un défaut d'infiltration de l'eau dans le sol : l'**intensité de la pluie** est supérieure à la capacité d'infiltration du sol, à cause de la formation d'une croûte de **battance**, d'un tassement du sol ou si la pluie est très intense (pluies cévenoles par exemple).

Les paramètres déjà cités influencent le départ du ruissellement, mais celui-ci peut être atténué avant son arrivée au réseau hydrographique, soit grâce à la présence d'une zone tampon, soit grâce à une meilleure capacité d'infiltration des sols. Dans notre méthode, nous n'intégrons comme zones tampons que les ripisylves et les bandes enherbées, bien que d'autres types existent (zones humides par exemple). Nous avons posé l'hypothèse que les bandes enherbées et les ripisylves ne sont pas court-circuitées par le ruissellement car c'est une information impossible à connaître à cette échelle.

Les paramètres choisis pour estimer la vulnérabilité intrinsèque au ruissellement sont donc :

- ▶ La présence de sols hydromorphes
- ▶ La réserve utile
- ▶ La sensibilité des sols à la formation d'une croûte de battance
- ▶ La saison (tout le modèle est décliné selon les 2 saisons définies)
- ▶ La zone climatique. Ce paramètre permet de prendre en compte de façon experte les paramètres climatiques qui entrent en jeu dans les phénomènes de ruissellement, notamment l'intensité, la fréquence et le cumul des pluies.
- ▶ L'IDPR ou Indice de Développement et de Persistance des Réseaux. Il nous permet de nuancer le risque de contamination par le ruissellement en indiquant si la destination de l'eau est bien le réseau de surface ou si l'eau finit par s'infiltrer.
- ▶ La présence d'une ripisylve
- ▶ La présence d'une bande enherbée

Le tassement et la couverture des sols, bien qu'influençant le ruissellement hortonien, n'ont pas été retenus pour un travail à cette échelle, d'une part à cause de la complexité de l'estimation de ces paramètres (modélisation ou expertise à partir de l'occupation du sol, du type de sol et du climat), et d'autre part parce qu'ils varient beaucoup d'une année à l'autre selon les conditions climatiques.

3.4.1.2. Vulnérabilité intrinsèque aux flux de subsurface

Bien que ces flux soient encore très peu quantifiés in situ, il nous a semblé important de les intégrer dans notre méthode en considérant que leur prise en compte pourrait être améliorée ultérieurement avec l'avancée des connaissances sur ces transferts. Les flux de subsurface sont favorisés par la présence d'un horizon ou d'un socle imperméable et/ou d'une faible **réserve utile**. La trace d'un engorgement dans le sol (**hydromorphie**) peut traduire la présence d'un horizon imperméable. Le **drainage** limite les flux de subsurface en désengorgeant les sols.

Les paramètres choisis pour estimer la vulnérabilité intrinsèque aux flux de subsurface sont donc :

- ▶ La présence de sols hydromorphes
- ▶ La réserve utile
- ▶ Le pourcentage de la SAU qui est drainée
- ▶ L'IDPR (indice de développement et de persistance des réseaux). Il permet de confirmer la destination de l'eau : eaux souterraines (donc pas de flux de subsurface) et/ou réseau de surface.
- ▶ La saison
- ▶ La zone climatique

3.4.1.3. Vulnérabilité intrinsèque au drainage

On ne tient compte ici que du drainage enterré. La vulnérabilité est bien évidemment liée à la **présence de drains**, et est favorisée par une faible **réserve utile** et une forte **pluviométrie**.

Le drainage fonctionne en général en hiver, sauf dans le Sud Ouest où il y en a également au printemps à cause de pluies intenses.

Les paramètres choisis pour estimer la vulnérabilité intrinsèque au drainage sont donc :

- ▶ Le pourcentage de la SAU qui est drainée
- ▶ La réserve utile
- ▶ La saison
- ▶ La zone climatique

3.4.1.4. Vulnérabilité intrinsèque à la dérive atmosphérique

La dérive atmosphérique est une perte de bouillie (eau + pesticides) dans l'air qui a lieu au moment de l'application par pulvérisation. Cette dérive dépend notamment de la taille des gouttes, donc du matériel de pulvérisation, du vent et de la distance au cours d'eau. Il n'est pas possible de considérer les deux premiers facteurs à l'échelle considérée. En ce qui concerne la distance au cours d'eau, plus la parcelle traitée est proche du cours d'eau, plus il y a de risques qu'une partie de la contamination atteigne l'eau. La présence de végétation arbustive suffisamment dense peut intercepter la dérive en dépit d'une faible largeur. Pour estimer la vulnérabilité à la dérive, nous avons utilisé tout d'abord la **densité de réseau hydrographique** : plus le réseau est dense, plus la probabilité que les parcelles traitées soient situées près du cours d'eau est élevée. A l'inverse, la **présence d'une bande enherbée ou d'une ripisylve** augmentent la distance au cours d'eau. De plus, les ripisylves peuvent faire écran à la dérive et donc diminuer encore la vulnérabilité.

En résumé, les paramètres utilisés sont :

- ▶ La densité de réseau hydrographique
- ▶ La présence d'une ripisylve
- ▶ La présence d'une bande enherbée

3.4.1.5. Vulnérabilité spécifique aigue

La vulnérabilité spécifique aiguë (automne-hiver ou printemps-été) résulte du croisement entre la vulnérabilité intrinsèque du milieu et les propriétés des molécules. En effet, les transferts de pesticides via l'eau dépendent non seulement des flux d'eau mais aussi des propriétés des substances. On ne prend pas en compte à ce stade les quantités en jeu.

La vulnérabilité intrinsèque à la **dérive** n'entraîne un risque que si les produits sont pulvérisés. De plus, le type de pulvérisateur entre aussi en jeu, les pulvérisateurs récents étant conçus pour réduire la dérive (surtout en grandes cultures). Cependant, ces informations n'étant pas disponibles à l'échelle nationale pour ce travail, nous avons

considéré qu'une vulnérabilité intrinsèque élevée à la dérive entraînait une vulnérabilité spécifique aiguë élevée.

Une vulnérabilité élevée au **drainage** et/ou au **ruissellement** entraîne également une vulnérabilité spécifique élevée, en modulant par la teneur en matière organique du sol, le coefficient d'adsorption des substances sur le carbone organique (Koc), la solubilité des substances et leur demi-vie (DT50). En effet, si le sol est riche en **matière organique** et le **Koc** élevé, les substances se fixeront plus facilement dans le sol au lieu d'être entraînées dans l'eau. A l'inverse, si la **solubilité** de la substance est élevée, elle se fixera peu (prise en compte de la solubilité surtout pour le comportement particulier du glyphosate qui a une solubilité et un Koc élevés). Par ailleurs, une **demi-vie** élevée induit une diminution plus lente de la quantité de produit appliqué au cours du temps et augmente donc la probabilité que les premiers transferts soient concentrés.

Par contre, une **érosion** importante augmentera la vulnérabilité vis-à-vis des substances ayant un Koc élevé, à cause de la possibilité de leur présence sur les particules érodées.

Enfin, une **fréquence de pluie** élevée augmente la probabilité qu'une pluie ait lieu peu après l'application de pesticides et donc augmente le risque de contamination aiguë (avant que les substances n'aient eu le temps de se dégrader ou de se fixer).

Les paramètres pris en compte sont donc en résumé :

- ▶ La vulnérabilité intrinsèque à la dérive
- ▶ La vulnérabilité intrinsèque au drainage
- ▶ La vulnérabilité intrinsèque au ruissellement
- ▶ L'alea d'érosion
- ▶ La fréquence de pluies (évaluées par expertise pour chaque zone climatique)
- ▶ Le Koc des substances
- ▶ La solubilité des substances
- ▶ La demi-vie des substances

Etant donné que l'un des objectifs de cette méthode est d'estimer le risque de contamination de l'usage global de pesticides dans l'agriculture, toutes substances confondues, les paramètres pris en compte pour les propriétés des molécules doivent décrire le cocktail de molécules. Par exemple, pour la DT50, il y a en fait 3 valeurs à renseigner : le pourcentage de substances actives qui ont une DT50 courte (en masse de substances), le pourcentage de substances actives qui ont une DT50 moyenne et le pourcentage de substances qui ont une DT50 longue.

Cependant, cette méthode peut aussi être appliquée à une molécule particulière. Si la molécule a une DT50 courte, alors on prendra comme paramètres 100 % pour la classe « DT50 courte », et 0 pour les autres classes.

3.4.1.6. Vulnérabilité spécifique chronique

De même que pour la vulnérabilité spécifique aiguë, on tient compte de la vulnérabilité du milieu et des propriétés des molécules sans considérer, à ce stade, les quantités appliquées. On ne tient pas compte cette fois de la dérive, mais on tient compte en plus des **flux de subsurface**. Les transferts par érosion ont été négligés pour la contamination chronique car ils surviennent plutôt au cours d'épisodes de crues relativement courts (on précise que n'a pas été considéré ici le transport colloïdal pouvant être observé dans les sols, par exemple au sein du drainage).

Le coefficient d'adsorption ou la solubilité sont des facteurs peu limitant pour la contamination chronique dans la mesure où des substances peu mobiles du point de vue de ces deux paramètres peuvent migrer à très faible dose au cours du temps si leur demi-vie est suffisamment importante. De ce fait, la **vitesse de dégradation** des substances est ici un paramètre considéré comme très important. Si elle est faible, la probabilité qu'il y ait une contamination du cours d'eau à long terme est assez élevée, même si sa vulnérabilité intrinsèque n'est pas particulièrement importante. Le cumul de pluie a une influence sur les

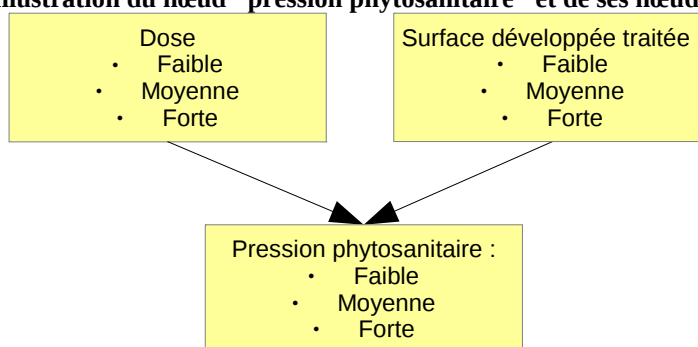
flux d'eau à long terme et donc sur la vulnérabilité chronique. Les paramètres pris en compte sont donc :

- ▶ La vulnérabilité intrinsèque au drainage
- ▶ La vulnérabilité intrinsèque au ruissellement
- ▶ La vulnérabilité intrinsèque aux flux de subsurface
- ▶ Le cumul de pluies
- ▶ La demi-vie des substances
- ▶ Le Koc des substances

3.4.1.7. Pression

On considère dans notre méthode que la pression est liée à deux facteurs principaux : la dose d'application et la surface traitée (même principe que la méthode SIRIS-Pesticides). Si plusieurs passages sont réalisés, on a recours au calcul de la surface développée traitée qui désigne la surface traitée multipliée par le nombre de passages (cf. Figure 10).

Figure 10 : Illustration du nœud "pression phytosanitaire" et de ses nœuds parents



Certaines sources de données fournissent les doses et les surfaces développées (enquêtes pratiques culturales par exemple). Cependant, nous ne pouvons pas les utiliser ici car elles ne sont pas exhaustives (n'incluent pas tous les usages). Nous avons donc eu recours ici à un paramètre qui est associable à la quantité de substances appliquées sur le territoire (c'est-à-dire la pression phytosanitaires dans la figure 11), soit la valeur de la charge pour la partie « pesticides » pour les agriculteurs (cf Annexe 17). La possibilité a été laissée, dans le cas d'une réutilisation de la méthode, d'utiliser les doses et les surfaces développées traitées ou les quantités lorsque ces données seront disponibles au niveau national.

Le paramètre de pression final considéré est le coût des produits phytosanitaires divisé par la surface du bassin versant local. Rapporter le coût ou la quantité de produits à la surface totale du territoire considéré permet de prendre en compte la dilution de la contamination. Si les mêmes quantités ont été appliquées sur deux bassins versants qui présentent les mêmes caractéristiques mais pas la même surface, on considère que le débit du cours d'eau du bassin le plus vaste sera plus important que dans l'autre bassin, et que donc si la même quantité de produits atteint le cours d'eau, la concentration sera plus faible (même les flux pourront être égaux).

3.4.1.8. Risque de contamination aiguë

Le risque de contamination aiguë dépend simplement de la vulnérabilité spécifique aiguë et de la pression phytosanitaire : plus l'une et/ou l'autre sont élevées, plus le risque est élevé.

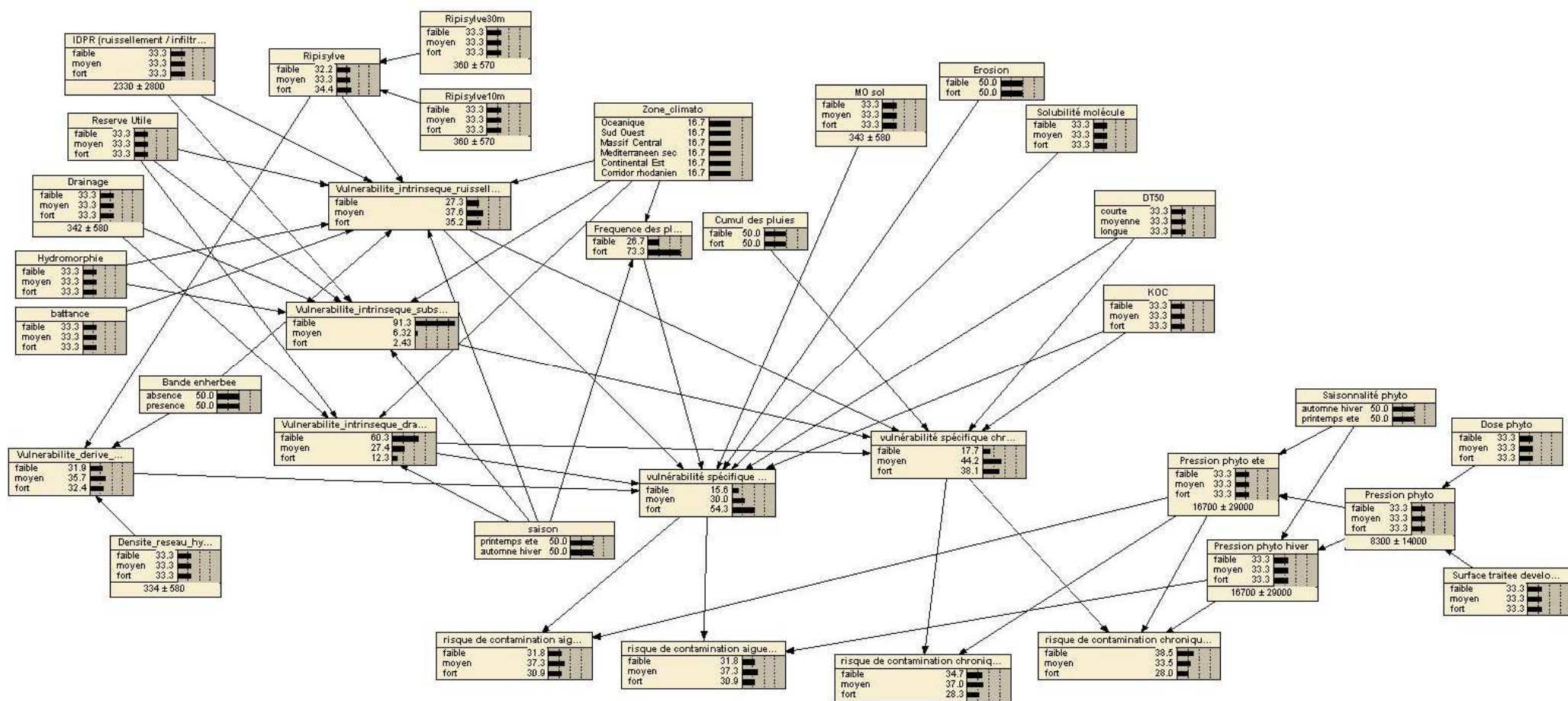
3.4.1.9. Risque de contamination chronique

De même, le risque de contamination chronique dépend de la vulnérabilité spécifique chronique et de la pression phytosanitaire.

3.4.1.10. Représentation graphique du réseau complet

La Figure 11 montre la structure du réseau complet.

Figure 11 : Structure graphique du réseau



3.4.2. Discrétisation des paramètres

Pour chaque variable ont été définis par expertise les états qu'elle peut prendre, avec 2 cas de figure. Si possible, la discrétisation a été faite a priori, sans se baser sur une source de données spécifique. Par exemple, la teneur des sols en carbone organique peut provenir de 2 sources différentes (cf. partie 4.1). Sinon, dans le cas de variables s'appuyant sur des données particulières ou déjà discrétisées, les états que peuvent prendre la variable ont été définis en tenant compte de ces données (par exemple pour la présence de sols hydromorphes). Ces données sont détaillées dans la partie 4.

3.4.2.1. Présence de sols hydromorphes

La carte de Lagacherie (Lagacherie 1987) de l'hydromorphie par petites régions naturelles fournit une donnée discrète en 5 classes. Ces classes ont été regroupées pour n'en garder que 3 :

- Moins de 20 % de sols hydromorphes → faible
- Moins de 20 % de sols hydromorphes mais plus de 5000 ha ou engorgements ponctuels → moyenne
- Plus de 20 % de sols hydromorphes → forte

3.4.2.2. Réserve utile

La base de données géographique des sols de France (BDGSF) fournit une donnée en 5 classes. Ces classes ont été regroupées pour n'en garder que 3 :

- <100 mm → faible
- Entre 100 et 150 mm → moyenne
- ≥150 mm → forte

3.4.2.3. Sensibilité des sols à la formation d'une croûte de battance

La BDGSF fournit une donnée en 5 classes. Ces classes ont été regroupées pour n'en garder que 3 :

- Très faible ou faible → faible
- Modérée → moyenne
- Forte ou très forte → forte

3.4.2.4. Pourcentage de la SAU qui est drainée

Les seuils ont été définis par expertise :

- < 5 % de la SAU → faible
- Entre 5 et 20 % → moyen
- > 20 % → fort

3.4.2.5. Saison (cf. paragraphe 3.2)

- Avril à octobre
- Novembre à mars

3.4.2.6. Zones climatiques

Les zones climatiques ont été définies à l'aide d'un zonage existant basé sur les séries de précipitations (Champeaux & Tamburini 1996). Ce zonage était initialement composé de 12 zones, ce qui était trop compte tenu de notre méthode de croisement des données (car

cela aurait conduit à un trop grand nombre de combinaisons possibles⁶). Nous avons donc fusionné des zones pour n'en garder que 6. Notamment, les zones montagneuses ont été fusionnées à la zone non montagneuse la plus proche, même si elles présentent une pluviométrie plus élevée, car ce ne sont pas les territoires qui vont être les plus déterminants dans la contamination par les pesticides du fait des moindres usages.

Les zones ainsi obtenues correspondent, à dire d'experts, à des zones globalement homogènes du point de vue de la fréquence et de l'intensité des pluies.

Les cumuls de pluie étant aussi variables à l'intérieur des zones climatiques qu'entre zones (notamment à cause du relief), nous avons préféré introduire ce paramètre spécifique déterminé grâce à la méthode Aurelhy.

Figure 12 : Carte des 6 zones climatiques définies pour la méthode



Source des données : (Champeaux & Tamburini 1996)

3.4.2.7. Cumul de pluies

Cette variable n'a pas été discrétisée (cf. Annexe 11).

3.4.2.8. IDPR

L'IDPR est compris entre 0 et 2000. 1000 est le seuil à partir duquel le ruissellement superficiel devient majoritaire par rapport à l'infiltration. Pour le discrétiser en 3 classes, nous avons choisis 2 seuils qui encadrent 1000 et permettent de discriminer les zones de craie des massifs granitiques.

- <800 → faible
- Entre 800 et 1200 → moyen
- >1200 → IDPR fort

3.4.2.9. Présence de ripisylve :

Ce paramètre est lui-même lié à deux autres paramètres (cf. Figure 13) :

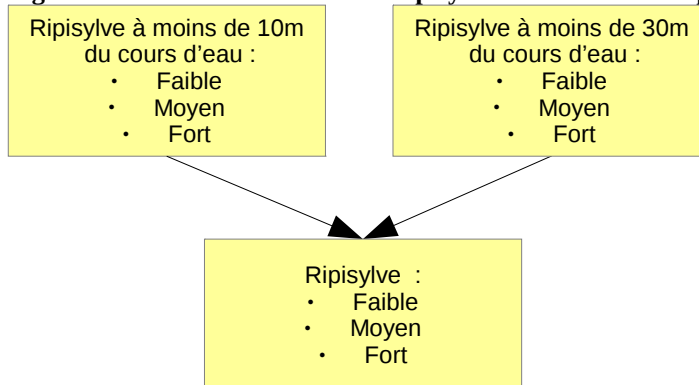
⁶ Par exemple, la table qui contient les probabilités conditionnelles pour le nœud « vulnérabilité intrinsèque au ruissellement » est constituée de 5832 lignes si on considère 6 zones climatiques (5 nœuds parents qui peuvent prendre 3 valeurs, 2 nœuds parents qui peuvent prendre 2 valeurs et 1 nœud parent, les zones climatiques, qui peut prendre 6 valeurs, soit $3^5 \times 2^2 \times 6$ croisements possibles). Le nombre de lignes double si on considère 12 zones.

- présence d'une ripisylve dans une bande de 10 m de part et d'autre du cours d'eau (traduit la présence d'une haie d'arbres protectrice au contact du cours d'eau),
- présence d'une ripisylve dans une bande de 30 m de part et d'autre du cours d'eau (traduit la présence d'une ripisylve plus étoffée)

Chacun de ces deux paramètres est discriminé en trois classes :

- Moins de 20 % de la surface est de la forêt → faible
- De 20 à 60 % → moyen
- >60 % → fort

Figure 13 : Illustration du nœud "ripisylve" et de ses nœuds parents



3.4.2.10. Présence d'une bande enherbée

Faute de données sur la présence réelle de bandes enherbées en France, nous avons considéré le pourcentage de linéaire de cours d'eau qui doit légalement être protégé par des bandes enherbées, c'est-à-dire les cours d'eau qui portent un nom sur les cartes IGN au 1/25.000ème (il peut y avoir des arrêtés départementaux qui fixent la liste des cours d'eau à protéger, mais cette information n'a pas pu être utilisée ici au niveau national).

Discrétisation :

- présence : Pourcentage de cours d'eau avec un nom
- absence : Pourcentage de cours d'eau sans nom (100 - présence)

3.4.2.11. Densité de réseau hydrographique

- <0,8 km/km² → faible
- Entre 0,8 et 1,15 → moyen
- >1,15 → fort

3.4.2.12. Teneur du sol en carbone organique

Cette variable a été discrétisée au vu de l'histogramme de répartition de la médiane par canton (cf. paragraphe 4.1.4).

- <10 g/kg → faible
- Entre 10 et 20 → moyen
- >= 20 → fort

3.4.2.13. Alea d'érosion

La donnée est déjà discrétisée. Les classes ont été regroupées pour n'en garder que 3 :

- Alea très fort ou fort → fort
- Alea faible ou modéré → moyen

- Alea très faible, zones urbanisées, zones humides ou zones de haute-montagne → faible

3.4.2.14. Solubilité des molécules

Nous avons utilisé les classes définies dans l'outil SIRIS-Pesticides. Ces classes ont été établies en prenant un compromis entre une distribution statistique des valeurs et les réflexions du groupe d'experts qui ont mis au point la méthode SIRIS-Pesticides, avec le même objectif d'évaluation des risques de transfert des pesticides. Nous avons donc jugé ces classes adaptées à notre étude en l'état actuel des connaissances.

(mg/L)

- <10 → faible
- Entre 10 et 200 → moyen
- > 200 → fort

3.4.2.15. Demi-vie des molécules (DT50)

Nous avons utilisé les classes définies dans l'outil SIRIS-Pesticides : (jours)

- <8 → faible
- Entre 8 et 30 → moyen
- > 30 → fort

3.4.2.16. Koc des molécules

Nous avons utilisé les classes définies dans l'outil SIRIS-Pesticides : (L/kg)

- <100
- Entre 100 et 1000
- > 1000

3.4.2.17. Pression phytosanitaire : Coût des produits utilisés divisé par la surface du bassin versant

La surface développée traitée et la dose n'ont pas été discrétisées car nous ne pouvons pas les utiliser par manque de données adéquates.

Le coût des produits divisé par la surface des bassins a été discrétisé par expertise en se basant sur le constat qui a été fait dans le rapport Ecophyto R&D (Butault et al. 2010) : la valeur monétaire moyenne d'une unité d'IFT⁷ est de 33 €. Approximativement, 20 €/ha en moyenne sur un bassin versant correspond donc à un bassin avec une faible pression (secteur de polyculture avec plus de 50% de prairies. 60 €/ha peut correspondre par exemple à un bassin avec quasiment toute sa surface en cultures de printemps (hors pommes de terre) ou 50 % de sa surface en cultures d'hiver (céréales ou colza).

Etant donné que la pression phytosanitaire a été répartie sur 2 saisons, nous avons donc divisé ces seuils de 20 €/ha et 60 €/ha par 2.

Les classes retenues sont donc :

- <10 €/ha → pression faible
- De 10 à 30 €/ha → moyenne
- > 30 €/ha → forte

⁷ L'indice de fréquence de traitement comptabilise le nombre de doses homologuées de produits phytosanitaires utilisées par hectare et par campagne.

4. Etat des lieux des données disponibles

Nous présentons ici les données utilisées dans le modèle (cf. Tableau 1 récapitulatif en 5.3), ainsi que quelques bases de données supplémentaires qui pourraient être utilisées en cas d'évolution du modèle. Vu les objectifs de ce travail, à savoir calculer un risque avec la même méthode sur tout le territoire métropolitain, on s'intéresse uniquement aux données disponibles et calculées de manière homogène sur tout le territoire.

4.1. Données pédologiques et fonctionnement hydrologique des sols

Toutes les méthodes présentées ci-dessus soulèvent l'importance de connaître suffisamment les sols pour pouvoir déterminer le type et l'importance des flux d'eau.

4.1.1. Indice de développement et de persistance de réseaux (IDPR) du BRGM⁸

L'IDPR résulte d'une comparaison entre le réseau hydrographique théorique (calculé à partir du MNT) et le réseau réel. Il est calculé pour des mailles de 1 km². Si le réseau réel est moins dense que le réseau théorique, cela traduit le fait que l'infiltration de l'eau est majoritaire, tandis que s'il est plus dense les flux se font majoritairement à destination des eaux de surface (ESU).

L'IDPR permet de prédire le milieu destinataire de l'eau (ESU vs ESO), mais n'indique pas les voies spécifiques de transfert (ruissellement, drainage...). Par exemple, si l'eau va majoritairement vers les ESU, les flux peuvent être du ruissellement par saturation, du ruissellement hortonien, du drainage, des flux de subsurface... De même, l'eau peut d'abord ruisseler avant de s'infiltrer ou s'infiltrer avant d'alimenter une rivière plus en aval (milieux karstiques par exemple).

4.1.2. Indice Sugar du projet Footprint⁹

L'indice Sugar combine l'IDPR et le Standard Percentage Runoff (SPR) (moyenne de ces deux indices normalisés pour avoir le même poids). Son objectif est de pallier les limites de l'IDPR, notamment pour les zones très plates où la détermination du réseau hydrographique théorique est incertaine. Il est disponible à l'échelle 1/1.000.000.

Le SPR est le pourcentage des précipitations qui provoque l'augmentation à court terme du débit à l'exutoire du bassin versant. Il est obtenu en France grâce à une table de correspondance entre les données pédologiques et le SPR, elle-même obtenue par l'analyse des hydrogrammes de crue d'un échantillon de BV britanniques (Boorman & Hollis 1995; Schneider et al. 2007).

4.1.3. Base de données géographique des sols de France au 1/1.000.000ème du GIS Sol (Groupement d'Intérêt Scientifique Sol)¹⁰

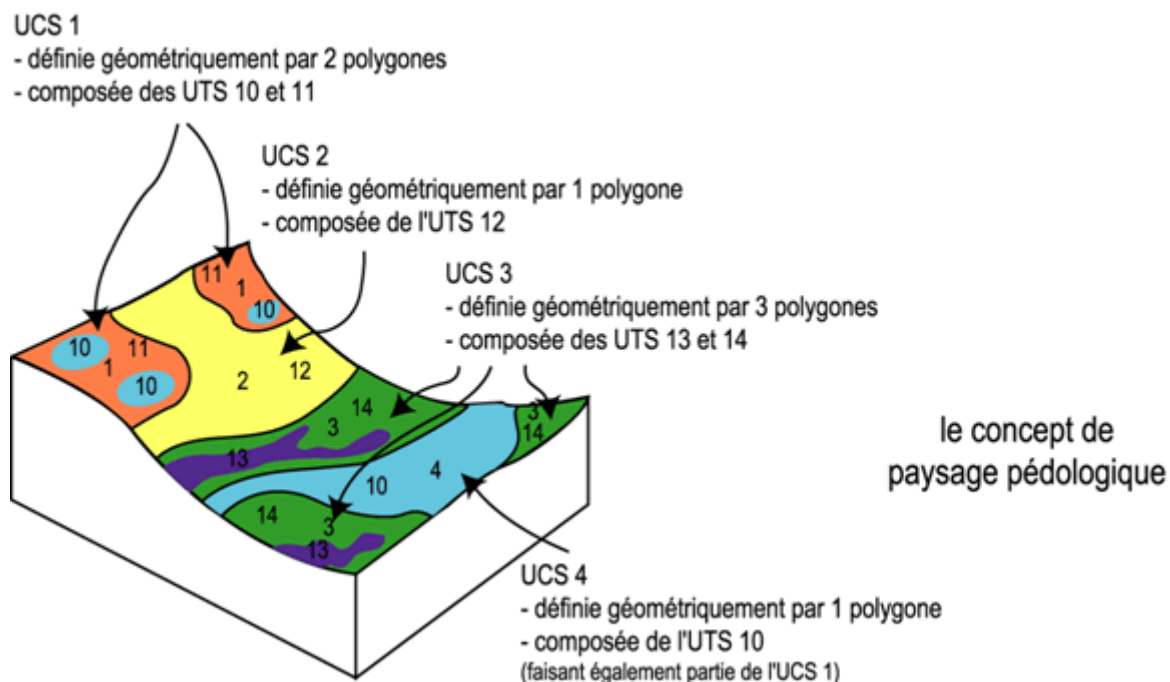
La BDGSF est composée tout d'abord d'une carte des Unités Cartographiques de Sols (UCS). Ces unités ne sont pas homogènes, mais sont constituées d'Unités Typologiques de Sols (UTS) qui ne sont pas cartographiables à cette échelle. A chaque UCS correspond donc une liste d'UTS avec la proportion de l'UCS qu'elles représentent. Chaque UTS est décrite par une quarantaine de variables.

⁸ Mardhel 2006, http://www.esrifrance.fr/iso_album/p30_brgm.pdf

⁹ http://www.eu-footprint.org/FOOTPRINT_SUGAR_france.html

¹⁰ <http://www.gissol.fr/programme/bdgsf/contenu.php> ou http://eusols.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/ESDB/index.htm

Figure 14 : Concepts d'UTS et d'UCS



© INRA

Ces variables peuvent être des observations du sol ou des données obtenues par des règles de pédotransfert, comme la sensibilité à la formation d'une croûte de battance (obtenue à partir de la texture et du type de sol) (Le Bissonnais et al. 2002).

4.1.4. Base de données des analyses de terre (BDAT) du GIS Sol : carbone organique du sol¹¹

Cette base de données recense les résultats des analyses de terre. Ces analyses sont réalisées généralement à la demande des agriculteurs pour gérer au mieux la fertilisation. Sont disponibles la texture, le pH, la capacité d'échange cationique et les teneurs en nitrates, en phosphore et en carbone organique. Ces données sont accessibles par des statistiques par canton (médiane, moyenne...).

4.1.5. Carte du carbone organique dans les horizons de surface des sols d'Europe au 1/1.000.000ème (European Soil Bureau)

La teneur en carbone organique a été calculée avec une règle de pédotransfert, à partir du type de sol, de la texture, de l'occupation du sol et de la température.

4.1.6. Alea d'érosion

L'alea érosif calculé avec le modèle MESALES (Le Bissonnais et al. 2002) combine plusieurs caractéristiques du sol (sensibilité à la battance et à l'érodibilité), du terrain (type d'occupation du sol, pente) et climatiques (intensité et hauteur des précipitations). L'alea a été calculé pour plusieurs découpages géographiques, dont les zones hydrographiques.

4.1.7. Hydromorphie : carte de l'hydromorphie à l'échelle des petites régions naturelles (Lagacherie 1987)

Cette carte a été élaborée à partir d'une enquête auprès des pédologues locaux et d'une étude des cartes pédologiques existantes. L'hydromorphie est exprimée en pourcentage de sols hydromorphes dans la petite région naturelle. Cinq catégories de petites régions naturelles ont été définies.

¹¹ <http://bdatt.gissol.fr/geosol/index.php>

4.2. Occupation du sol et drainage

4.2.1. Recensement agricole (Agreste)¹²

C'est un recensement de l'ensemble des exploitations françaises. Parmi les variables recensées figurent : la SAU, la surface drainée par drains enterrés, la surface des principales cultures... Les données les plus récentes publiées à la date de juin 2012 datent de 2000. Le RA 2010 devrait être disponible en 2013. Par contre, les variables choisies diffèrent d'un département à l'autre, donc toutes les informations ne sont pas disponibles sur toute la France. On peut alors utiliser les recensements précédents (1979 et 1988), sous réserve que les paramètres ne varient pas trop dans le temps. Les variables sont collectées au niveau communal. Cependant, elles ne sont pas accessibles dans toutes les communes à cause du secret statistique. Nous les considérons donc à l'échelle des cantons.

4.2.2. Registre Parcellaire Graphique¹³

Le RPG est une carte des îlots culturaux avec pour chacun l'occupation du sol associée (groupe de cultures majoritaires de l'îlot). Les parcelles de cultures qui ne bénéficient pas d'aides de la Politique Agricole Commune (vigne, arboriculture...) ne sont pas forcément incluses, les agriculteurs n'ayant pas d'intérêt à les déclarer. Il est actualisé annuellement.

4.2.3. Corine Land Cover

C'est une base de données d'occupation biophysique des sols, obtenue par photo-interprétation humaine d'images satellites (précision de 20 à 25m). Elle est gérée par le Service de l'observation et des statistiques du ministère en charge de l'environnement (SOeS) dans le cadre du programme européen de coordination de l'information sur l'environnement CORINE.

L'occupation des sols est classée selon une nomenclature à 3 niveaux.

4.2.4. BD TOPO ® de l'IGN : Ripisylve, réseau hydrographique

Cette base décrit des éléments du paysage sous forme de vecteurs avec une précision métrique, classés selon une thématique adaptée.

4.3. Données climatiques

4.3.1. Aurelhy (Analyse Utilisant le RELief pour l'Hydrométéorologie) de Meteo-France

Il s'agit d'une méthode d'interpolation basée sur la liaison statistique existant entre les précipitations et le relief environnant. Plusieurs données sont disponibles pour des mailles de 1 km² : normales de cumul de précipitations, mensuelles ou annuelles.

4.4. Estimation de la pression phytosanitaire

L'estimation de la pression phytosanitaire est un facteur limitant pour les études à large échelle. Comme il n'existe pas encore de base de données exhaustive spatialisée à une échelle suffisamment fine, nous l'avons estimée indirectement grâce à la BNVD et au RICA.

4.4.1. Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés (BNVD)

Depuis 2008, les distributeurs doivent déclarer les volumes de chaque produit qu'ils vendent, en vue du paiement de la redevance pour pollutions diffuses définie dans le cadre de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) de décembre 2006. Les données sont disponibles pour : 2008, de janvier à juin 2009, de juillet à décembre 2009, 2010 et 2011. Les quantités de produits sont converties en masses de substances actives par l'outil développé par l'Ineris. Les

¹² Service de statistiques et de prospectives du ministère en charge de l'agriculture

¹³ <http://www.data.gouv.fr/>

données sont déclarées à la commune de chaque point de vente. Ceux-ci ayant des aires de vente très variables (parfois très vastes à cause de ventes par correspondance), il est très difficile d'évaluer à quelle échelle ces données sont utilisables. En tout état de cause, elles ne sont pas utilisables à l'échelle de la commune ni du canton. Une étude de faisabilité est en cours pour la constitution d'une base de données des codes postaux des acheteurs, et non plus des vendeurs, ce qui devrait beaucoup améliorer la connaissance de la localisation des utilisations.

4.4.2. Enquêtes pratiques culturales (Agreste)

Ces enquêtes sont réalisées par culture, sur un échantillon de parcelles dans les départements où les surfaces de la culture sont importantes. Les derniers résultats publiés datent de 2006 et concernent les grandes cultures (blé, orge, maïs, colza, tournesol, pois, betterave, pommes de terre) et la viticulture. Des données de 2010 seront disponibles pour certaines cultures fin 2012.

Parmi les variables enquêtées figurent des informations sur les applications de produits phytosanitaires (surface traitée, doses, nombre de passages, dates d'application).

4.4.3. RICA (réseau d'information comptable agricole)

Parmi les données comptables des exploitations agricoles, on peut relever :

- La valeur des achats de produits de défense des végétaux
- La valeur de la charge réelle de produits de défense des végétaux : Achats + inventaire de début – inventaire de fin

La dépense de produits phytosanitaires a été projetée par petite régions agricoles par l'INRA dans le cadre d'Ecophyto R&D, en se basant notamment sur l'occupation du sol.

4.5. Propriétés des substances phytosanitaires

Les propriétés des substances actives des produits phytosanitaires sont évaluées en vue de leur mise sur le marché. Plusieurs bases de données existent reprenant ces données complétées éventuellement par d'autres sources (Agritox, Footprint-PPDB et SIRIS-pesticides). Parmi celles-ci, nous avons sélectionné la base SIRIS-pesticides car elle est directement accessible sous forme de table gratuitement.

4.5.1. Base de données SIRIS-pesticides (Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores pour les Pesticides)

L'outil SIRIS-Pesticides¹⁴ de l'Ineris permet d'évaluer quelles substances il faut rechercher en priorité dans les eaux. Il se base sur les quantités de produits appliquées et sur les propriétés des substances actives. Pour cela, une base de données référençant quelques propriétés des substances actives a été constituée. Elle contient notamment la DT50 (demi-vie), le Koc (coefficient d'absorption sur le carbone organique) et la solubilité.

5. Évaluation des variables d'entrées du modèle ARPEGES au niveau des bassins versants locaux des masses d'eaux

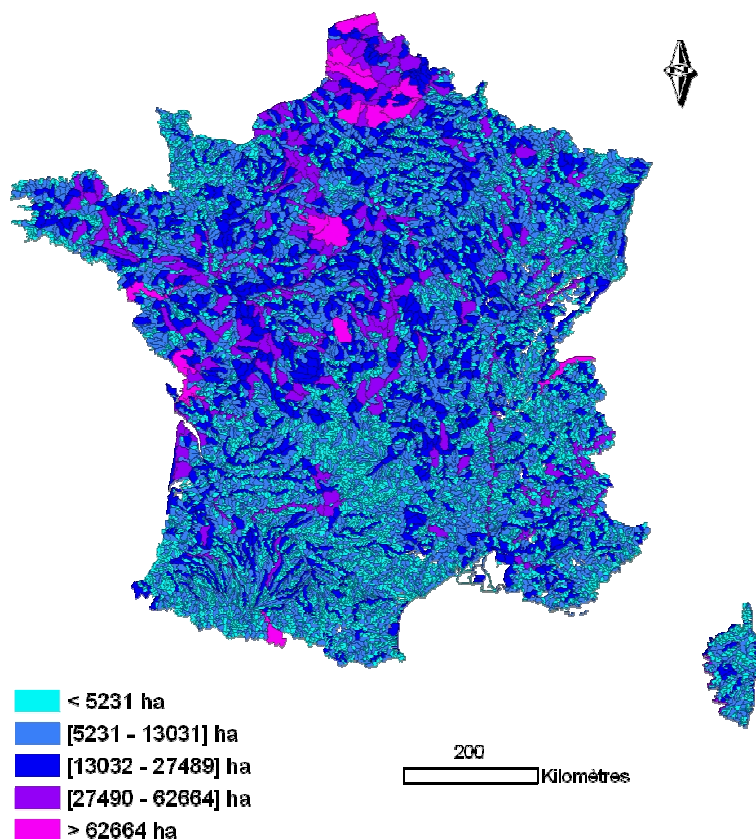
5.1. Contexte et problématique

La France métropolitaine comporte environ 10.000 masses d'eau. 88 % de ces masses d'eau sont de très petites masses d'eau.

¹⁴ <http://www.ineris.fr/siris-pesticides/>

Les bassins versants locaux ont en moyenne une superficie de 5320 ha (4 fois la superficie moyenne d'une commune).

Figure 15 : Carte de superficie des bassins versants locaux des masses d'eau de surface



Données : Sandre et Agences de l'eau

Le modèle ARPEGES demande en entrée 17 variables au total afin d'évaluer *in fine* le risque de contamination des masses d'eaux par les pesticides provenant de leur Bassin Versant Local (BVL), unité spatiale du modèle. Le Tableau 1 (page 44) résume les caractéristiques des données spatiales (disponibles sur l'ensemble du territoire métropolitain) sélectionnées pour évaluer chacune de ces variables.

L'échelle spatiale¹⁵ des données disponibles est très variable. Par rapport à l'unité spatiale du modèle trois cas de figure se présentent (Figure 16) :

- **Cas n°1** : le BVL englobe les entités de valeur homogène de la donnée, cas qui se présente avec des données à plus grande échelle. C'est le cas par exemple de la BDTopo® de l'IGN de précision métrique utilisée pour caractériser la présence de végétation arborée à proximité du cours d'eau (i.e., ripisylves)
- **Cas n°2** : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent, cas qui se présente avec des données à échelle équivalente mais à des niveaux d'organisation¹⁶ différents. C'est le cas par exemple de la donnée RICA 2006 à l'échelle de la Petite Région Agricole (PRA) qui appartient au niveau d'organisation « administratif » (regroupement de cantons) et non « environnemental » comme l'échelle du BVL.

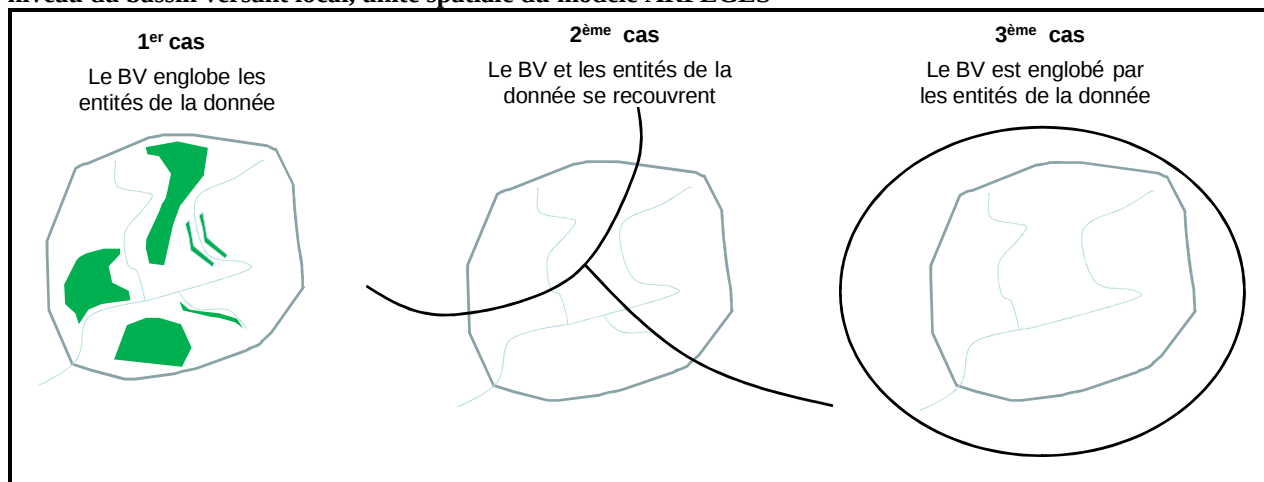
¹⁵ L'échelle est définie dans le tout le texte comme le rapport entre la mesure d'un objet réel et la mesure de sa représentation, plus le rapport se rapprochera de la réalité (1/1), plus l'échelle sera grande.

¹⁶ À un niveau d'organisation correspond à un emboîtement d'échelles qui a un sens par rapport au système étudié. Dans cette organisation de type hiérarchique, les processus qui ont lieu à des échelles supérieures exercent des contraintes sur la dynamique des processus intervenant à l'échelle inférieure. Aucune échelle ne permet, à elle seule, de comprendre les causes et les conséquences du système étudié.

- **Cas n°3** : le BVL est englobé par les entités de la donnée, cas qui se présente avec des données à plus petite échelle. C'est le cas par exemple de la donnée cartographique des zones climatiques.

Quelles sont les méthodes d'agrégation adaptées à ces trois cas de figure afin d'évaluer les variables à l'unité spatiale du modèle, le BVL ?

Figure 16 : Schématisation des cas de figure qui se présentent pour agréger l'information d'une donnée au niveau du bassin versant local, unité spatiale du modèle ARPEGES



Le cas n°1 est lié aux données à plus grande échelle et le cas n°2 aux données à échelle équivalente et le cas n°3 aux données à plus petite échelle.

5.2. Méthodes d'agrégation retenues

5.2.1. Cas n°1 : le BV englobe les entités de la donnée

Dans ce cas, l'entité spatiale s'organise selon une relation d'emboîtement¹⁷ avec l'entité spatiale BVL. Le BVL est le niveau supérieur englobant. Le transfert d'information s'opère donc par agrégation de l'information du niveau inférieur.

Suivant la variable étudiée et donnée utilisée pour estimer cette variable, on choisira la somme ou la moyenne comme opérateur mathématique pour l'agrégation.

Par exemple, pour estimer la variable « ripisylves 10 m » au niveau du BVL, on a choisi l'opérateur d'agrégation « somme » puisqu'on calcule le pourcentage surfacique de tous les polygones BDTOPO végétation découpée dans la bande de 10 m de part et du réseau hydrographique parcourant le BVL d'une masse d'eau (cf. Annexe 7 pour plus de détail).

5.2.2. Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Dans ce cas, l'entité spatiale de la donnée ne s'organise pas selon une relation d'emboîtement avec l'entité spatiale BVL car ces deux entités appartiennent à des niveaux d'organisation différents. Nous sommes donc confrontés à des entités spatiales en situation de recouvrement, c'est-à-dire qu'une partie seulement de l'entité spatiale est incluse dans une autre entité. Un BVL peut en effet se trouver sur le territoire de une à plusieurs entités de la donnée, et à l'inverse, une entité de la donnée peut se partager entre plusieurs BVL.

Deux méthodes de transfert d'information entre deux espaces en situation de recouvrement ont été utilisées :

- La technique de désagrégation-réagrégation
- La méthode d'agrégation probabiliste

¹⁷ Dans une relation d'emboîtement le transfert d'informations s'opère le plus souvent au sein d'un même type d'organisation, entre entités spatiales emboîtées : de la parcelle à l'exploitation, de la commune au pays, ou encore du bassin versant au bassin versant englobant (Marceau, 1999 ; Dumanski et al., 1998)

5.2.2.1. La méthode de désagrégation-réagrégation

Le transfert d'information entre deux espaces en situation de recouvrement impose généralement de se ramener à un *niveau d'échelle commun*, soit par agrégation à un niveau supérieur englobant les deux espaces, soit par désagrégation à un niveau inclus dans les deux espaces (Sanders, 2001). Pour la deuxième solution, l'étape initiale de désagrégation des données doit être suivie d'une démarche agrégative permettant de reconstituer l'information au niveau le plus pertinent.

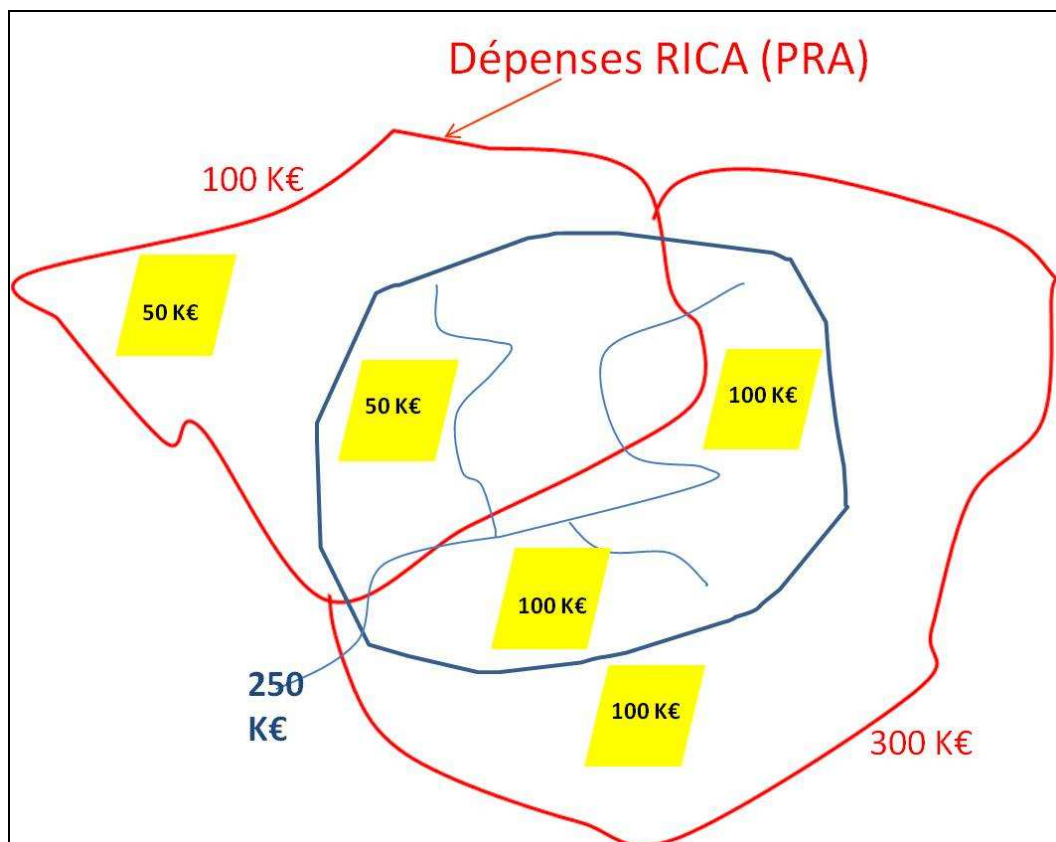
Dans notre cas, il n'existe pas de niveau d'échelle supérieur englobant et l'objectif de ce travail est de reconstituer l'information à un des deux niveaux d'échelle d'entrée : le BVL. On a donc opté pour la deuxième solution, la méthode de désagrégation-réagrégation, qui comporte deux étapes : (1) étape de désagrégation ; (2) étape de réagrégation.

Dans cette méthode, l'étape de désagrégation est cruciale. Elle nécessite généralement une donnée, appelée variable de contrôle, dont les entités sont incluses dans les deux espaces. Cette variable a pour but de répartir l'information de la donnée du niveau supérieur de la manière la plus pertinente possible pour l'agréger ensuite au niveau de l'entité BVL.

Ce type de méthode a été utilisé par exemple pour le transfert d'information des dépenses en produits phytosanitaires de la donnée RICA 2006 à l'échelle de la Petite Région Agricole (PRA). Ces dépenses ont été réparties sur les superficies agricoles (variable de contrôle) incluses dans une entité PRA et réaffectées au niveau des BVL en sommant les dépenses des superficies agricoles incluses dans l'entité BVL (cf. Figure 17 et Annexe 17 pour plus de détail).

Cette méthode est utilisée lorsqu'on dispose d'une variable de contrôle pertinente pour l'étape de désagrégation sur l'ensemble du territoire métropolitain.

Figure 17 : Schématisation du calcul des dépenses RICA 2006 à l'échelle du BVL par la méthode de désagrégation-agrégation.



La variable de contrôle est la SAU (estimée à partir de CLC 2006, cf. Annexe 17). Les dépenses RICA à l'échelle de la PRA sont tout d'abord ventilées en fonction de la SAU de chaque PRA. Les dépenses associées aux entités SAU intersectant l'entité BVL sont ensuite sommées pour calculer la dépense RICA 2006 à cette échelle. En

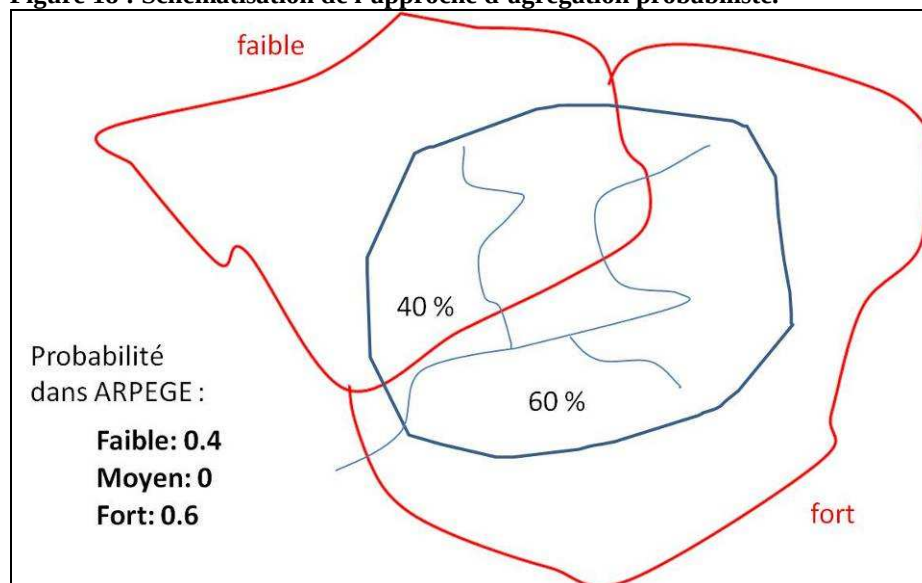
rouge, les limites des entités de la donnée RICA 2006 à l'échelle de la PRA, en jaune les entités de SAU (variable de contrôle).

5.2.2.2. La méthode d'agrégation probabiliste

Cette méthode a été mise au point pour palier l'absence d'une variable de contrôle pertinente dans la mise en œuvre de la méthode de désagrégation-réagrégation. Elle a été conçue en lien avec la technique de modélisation (réseau bayésien probabiliste, cf. 3.3.2).

Dans cette méthode, la donnée pour estimer une variable est tout d'abord discrétisée, à son échelle d'origine, en fonction des classes d'état définies dans le modèle. Ensuite, les probabilités des classes d'état au sein d'un BVL correspondent au prorata des superficies des classes d'état de la donnée qui intersectent l'entité BVL (Figure 18).

Figure 18 : Schématisation de l'approche d'agrégation probabiliste.



Dans cet exemple la variable d'entrée dans le modèle à trois modalités : faible, moyen, fort. Les probabilités des classes d'état de la variable au sein d'une entité BVL sont fonction des superficies des classes d'état de la donnée qui intersectent cette entité. Ainsi, ce BVL aura une probabilité dans ARPEGES de 0,4 pour l'état « faible » car 40 % de sa superficie est recouverte par la donnée avec la classe « faible ». Même raisonnement, pour la probabilité de l'état moyen et de l'état fort. En rouge, les limites des entités de la donnée discrétisée en fonction des classes d'état définies dans le modèle

5.2.3. Cas n°3 : le BV est englobé par les entités de la donnée

Dans ce cas, l'entité spatiale s'organise selon une relation d'emboîtement avec l'entité spatiale BVL. L'entité de la donnée est le niveau supérieur englobant. Le transfert d'information s'opère donc par désagrégation de l'information du niveau supérieur.

La désagrégation de cette information est faite par jointure spatiale. Cette jointure permet de transférer l'information de la donnée du niveau supérieur à l'entité BVL selon une relation spatiale d'intersection.

Par exemple, pour estimer la variable « zone climatique » au sein de l'entité BVL, on utilise comme relation spatiale « ont leur centroïde dans ». L'entité BVL récupère alors comme valeur de zone climatique, la valeur de l'entité zone climatique qui contient son centroïde (cf. Annexe 10 pour plus de détail).

5.3. Tableau récapitulatif pour chaque variable

Tableau 1 : Données spatiales disponibles aujourd’hui sur le territoire national utilisées pour évaluer les variables d’entrée et méthode d’évaluation utilisée pour agréger l’information au niveau du bassin versant local, unité spatiale du modèle.

Variables	Données			Méthode d’évaluation au niveau du BVL	Fiche synthétique
	Nom	Unité spatiale ou échelle spatiale	Date		
Ruissellement/infiltration	IDPR	1/50 000	2010	Agrégation par la moyenne (cas n°1)	ANNEXE 1
Réserve utile	BDGSF	UCS	1998	Agrégation probabiliste (cas n°2)	ANNEXE 2
Drainage	RGA	Canton	2000	Désagrégation-réagrégation (cas n°2)	ANNEXE 3
Hydromorphie	Carte Lagacherie	PRN	1987	Agrégation probabiliste (cas n°2)	ANNEXE 4
Battance	BDGSF	UCS	2002	Agrégation probabiliste (cas n°2)	ANNEXE 5
Ripisylve 30 m	BDTOPO®	1/ 25 000	2010	Agrégation par la somme (cas n°1)	ANNEXE 6
Ripisylve 10 m	BDTOPO®	1/ 25 000	2010	Agrégation par la somme (cas n°1)	ANNEXE 7
Bande enherbée	BDTOPO®	1/ 25 000	2010	Agrégation par la somme (cas n°1)	ANNEXE 8
Densité réseau hydrographique	BDCarthage®	1/ 25 000	2010	Agrégation par la somme (cas n°1)	ANNEXE 9
Zone climatique	Délimitation experte	-	-	Désagrégation par Jointure spatiale (cas n°3)	ANNEXE X10
Cumuls de pluies	AURELHY	1 km²	1971-2000	Agrégation par la moyenne (cas n°1)	ANNEXE 11
Matière Organique sol	BDAT	Cantons	2000-2004	Agrégation probabiliste (cas n°2)	ANNEXE 12
Erosion	BDGSF	ZH	2002	Agrégation probabiliste (cas n°2)	ANNEXE 13
DT 50	BNVD+SIRIS	HER*OS	2010	Désagrégation par Jointure spatiale (cas n°3)	ANNEXE 14
KOC	BNVD+SIRIS	HER*OS	2010	Désagrégation par Jointure spatiale (cas n°3)	ANNEXE 15
Solubilité molécule	BNVD+SIRIS	HER*OS	2010	Désagrégation par Jointure spatiale (cas n°3)	ANNEXE 16
Saisonnalité produits phytosanitaires	Estimation par connaissance experte				
Dépenses produits phytosanitaires	RICA	PRA	2006	Désagrégation-réagrégation (cas n°2)	ANNEXE 17

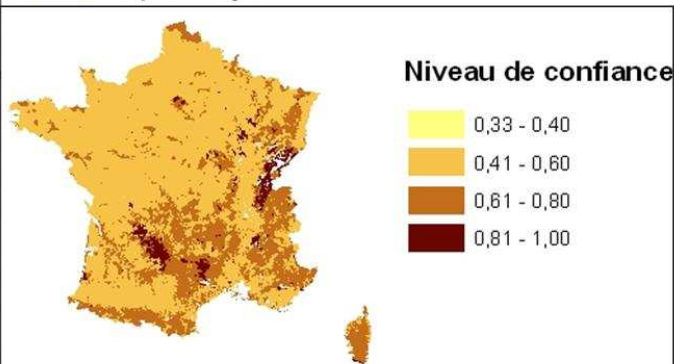
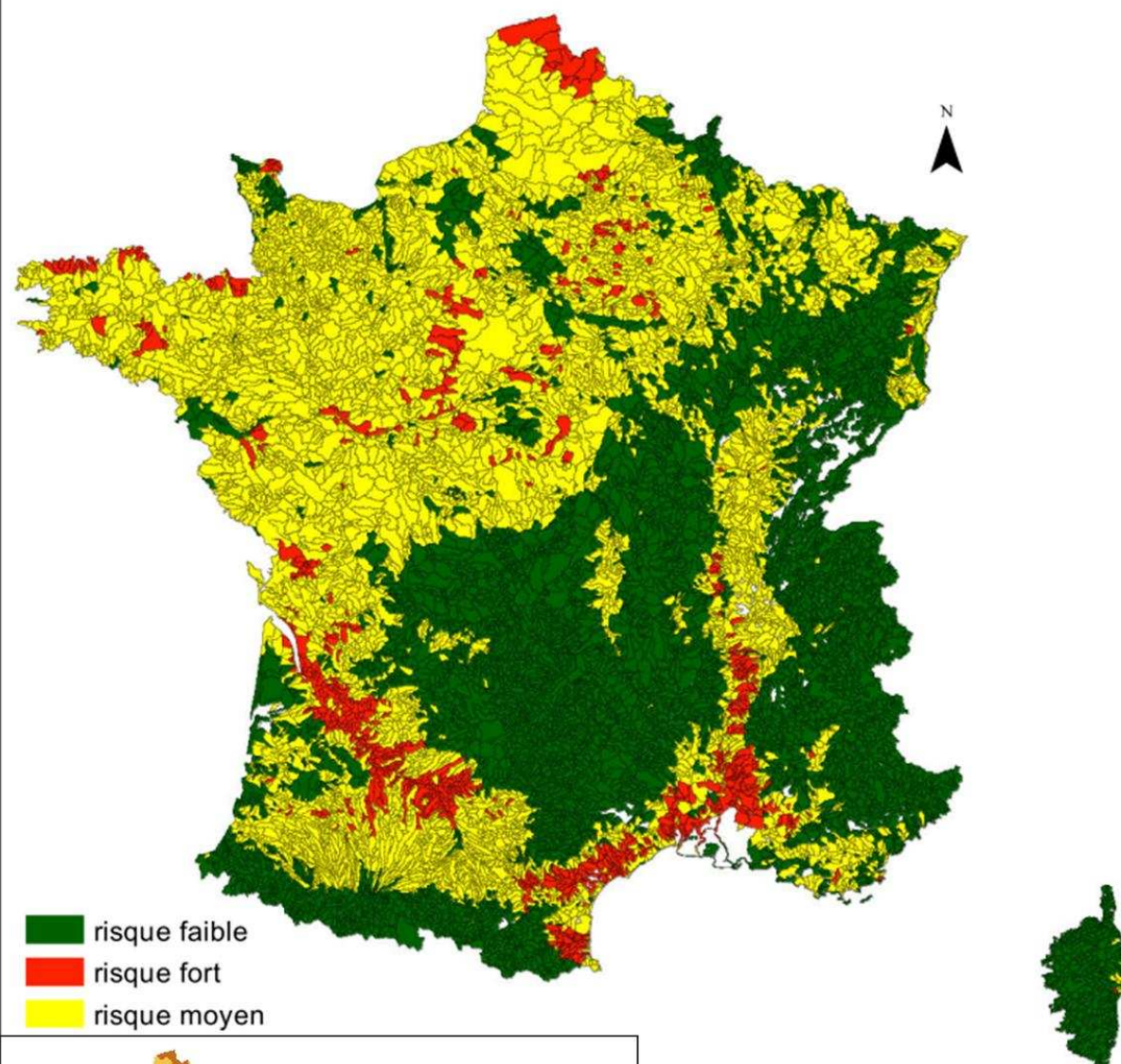
En marron les paramètres d’entrée pour évaluer la vulnérabilité intrinsèque, en vert pour la vulnérabilité spécifique, et en rose pour la pression pesticide (UCS : Unité Cartographique des Sols de la BD cartographique des sols ; PRN : Petite région naturelle ; PRA : Petite Région Agricole ; ZH : Zone Hydrographique BDCarthage® ; HER : Hydro-ÉcoRégion niveau 1 ; OS : Occupation du Sol)

6. Résultats

Les cartes suivantes présentent les résultats du modèle. La « décision » est le niveau de risque qui a la plus grande probabilité dans le bassin versant considéré, et le « niveau de confiance » est la valeur de cette probabilité. Les résultats intermédiaires sont en Annexe 18.

6.1. Novembre à mars

Risque de contamination aigue période nov-mars Décisions finales



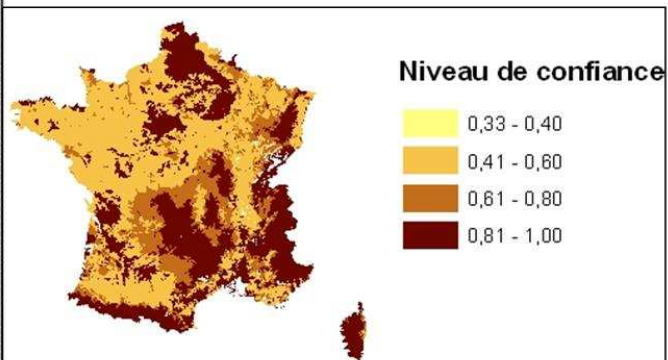
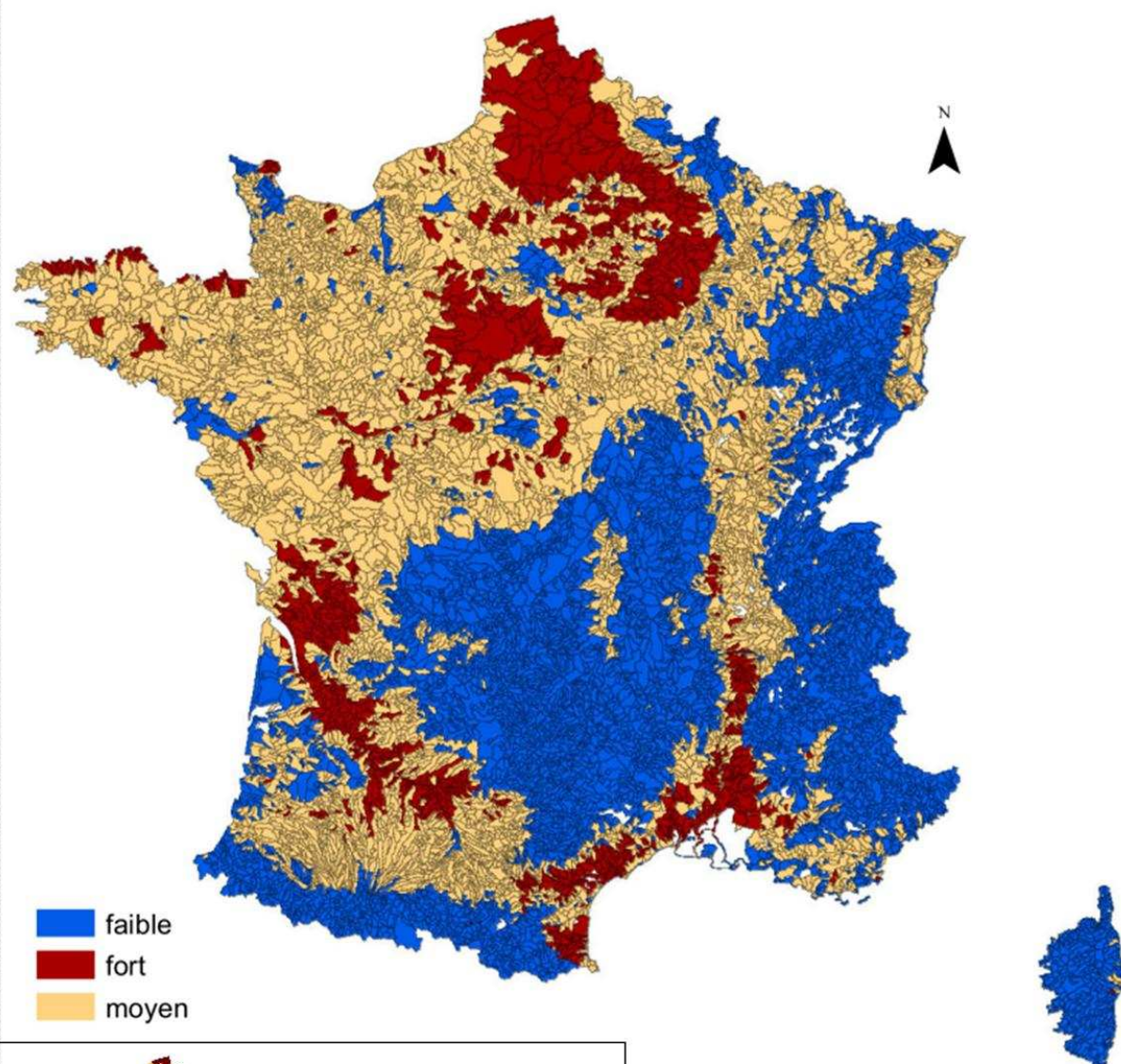
200
Kilomètres

Source: ARPEGES, 2012, IRSTEA-ONEMA, Lyon



Risque de contamination chronique période nov-mars

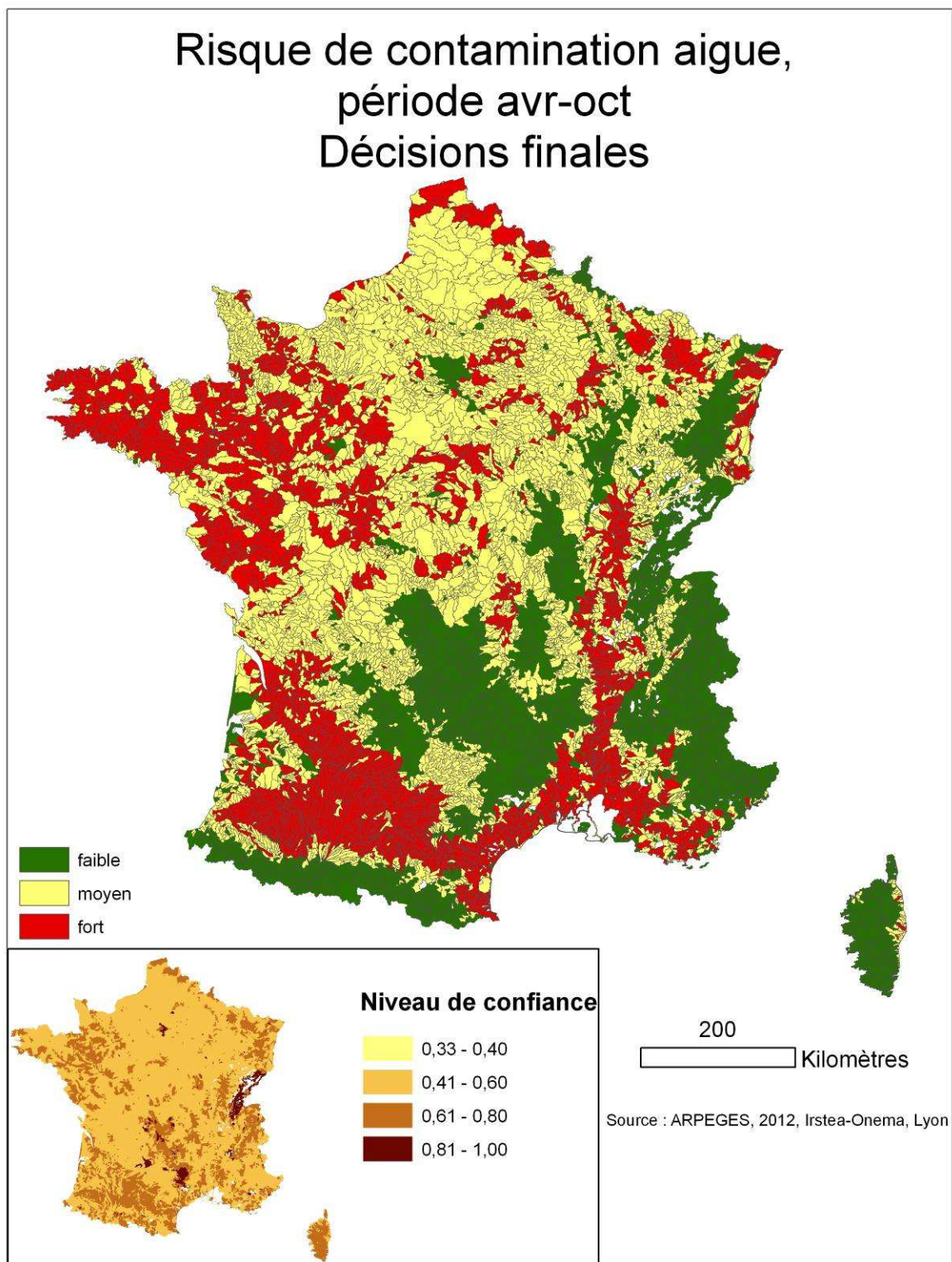
Décisions finales



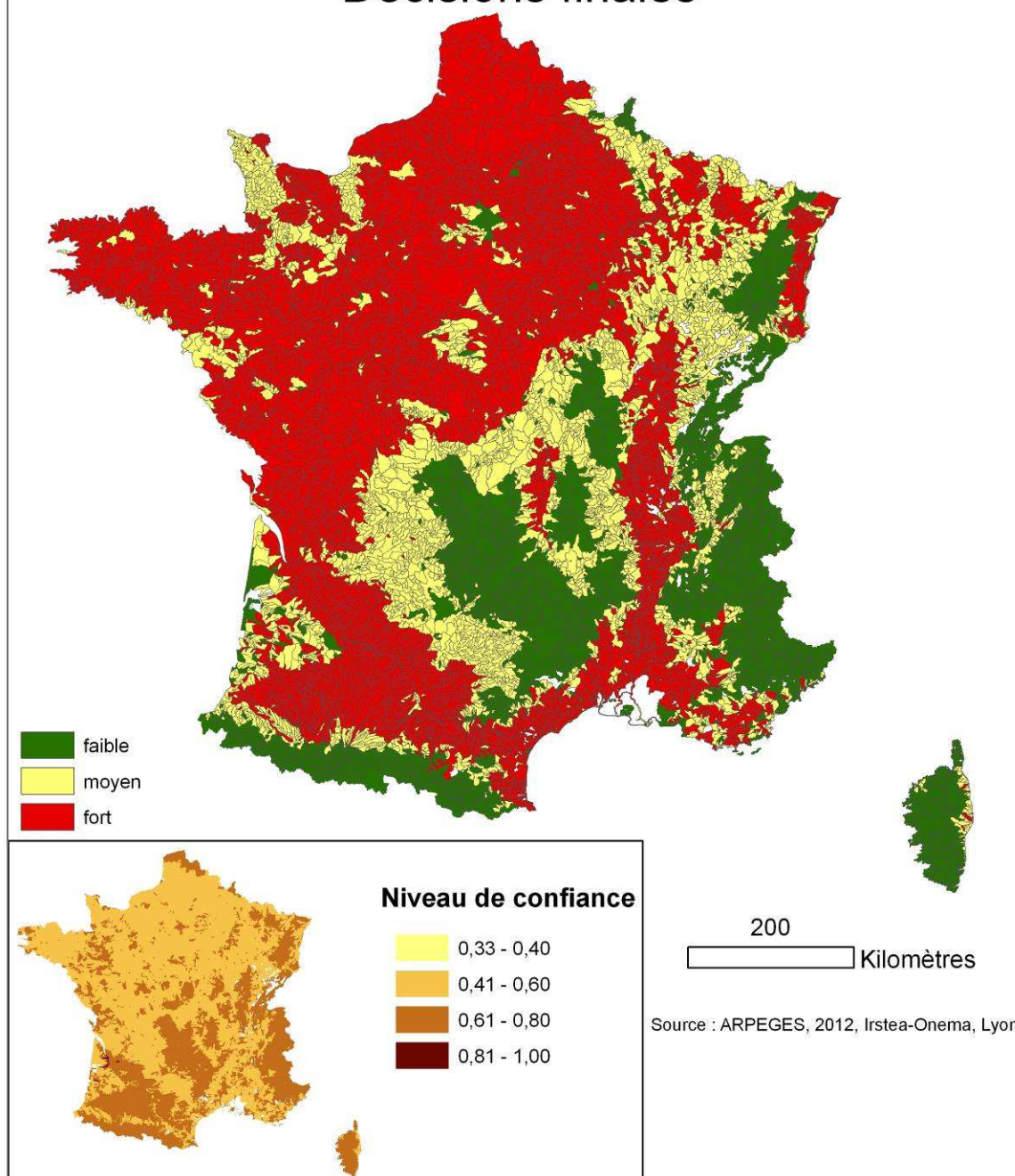
210
Kilomètres

Source: ARPEGES, 2012, IRSTEA-ONEMA, Lyon

6.2. Avril à octobre



Risque de contamination chronique, période avr-oct Décisions finales



7. Conclusion

7.1. Points forts de la démarche

La méthode ARPEGES a été développée à l'occasion de la mise à jour des états des lieux dans le cadre de la DCE. Cela a déterminé certains choix sur la démarche. Cependant, la flexibilité de la méthode offre des perspectives au-delà de la réalisation immédiate de ces états des lieux.

La méthode a été ici appliquée en prenant en compte l'ensemble des substances et des usages phytosanitaires, mais elle peut également être appliquée pour un sous-ensemble de substances ou d'usages (substances prioritaires ou usages pour lesquels il existe plus de données, par exemple).

Certains paramètres ont été introduits dans le modèle sans qu'on les ait utilisés dans cette étude par manque de données, l'amélioration du modèle a ainsi été anticipée. De plus, le modèle peut être modifié facilement en fonction de l'évolution des connaissances expertes. Des paramètres et des nœuds peuvent être ajoutés, et les tables de croisement peuvent être modifiées.

Plusieurs paramètres permettent d'évaluer l'influence de leviers d'action : bandes enherbées, ripisylve, quantités et propriétés des substances actives. La méthode devrait donc pouvoir refléter certains changements entre deux états des lieux et pouvoir tester certains leviers d'action.

7.2. Limites et perspectives

Il est important de bien garder en tête les notions d'échelle. D'une part, la méthode a été élaborée pour l'échelle des masses d'eau pour répondre aux objectifs, mais elle utilise des données dont l'échelle est moins fine que la taille de la plupart des bassins versants. Des hypothèses fortes ont donc du être posées pour certaines données. D'autre part, au-delà de la disponibilité des données, il n'est pas pertinent d'utiliser la méthode à des échelles encore plus fines (tel que des aires d'alimentation de captages par exemple) car il faudrait alors intégrer des processus importants à l'échelle locale.

Cette méthode a été élaborée en prenant en compte les grands types d'écoulements par région, par l'intermédiaire d'une expertise nationale. En conséquence, des experts plus locaux pourraient repérer, au vu des résultats, des ajustements à faire pour mieux décrire la réalité du terrain qu'ils connaissent. Ces experts ne peuvent cependant pas modifier eux-mêmes le modèle, afin de garantir l'homogénéité de la démarche à l'échelle nationale.

Enfin, la méthode présente des limites quant à la prise en compte des zones tampons ; ainsi elle ne tient pas compte des zones tampons situées dans les versants mais seulement de celles qui bordent le cours d'eau. Le modèle est susceptible d'évoluer pour pouvoir intégrer ce type d'éléments, mais une telle évolution impliquerait tout d'abord de disposer d'une base de données généralisée au plan national sur ce point.

Dans la suite de ce travail, il est envisagé de mettre en œuvre une phase de consultation des principaux utilisateurs (notamment les Agences de l'Eau) afin de recueillir leurs avis et remarques sur la méthode et d'évaluer en quelle mesure ces dernières peuvent donner lieu à une adaptation de la méthode si cela se justifie et peut être réalisé de façon harmonisé au plan national.

On envisage également à court terme de confronter les résultats obtenus avec les observations de la qualité chimique des masses d'eau au niveau national pour évaluer leur cohérence, en commençant par les concentrations relevées dans les cours d'eau pour un échantillon de quelques molécules (Gauroy 2010). Il pourrait également être intéressant de comparer les risques tels qu'évalués avec ARPEGES avec les sorties du modèle MERCAT'EAU.

Nous avons vu que l'outil pourra être réutilisé avec des données plus récentes ou plus précises, ce qui sera notamment utile pour les prochains rapportages de la DCE. On peut envisager le développement d'une interface qui permettrait d'utiliser facilement l'outil avec d'autres jeux de données.

Enfin, l'outil pourra être complété pour prendre en compte l'impact de la contamination de l'eau sur l'état écologique. Les risques d'impact sur les organismes aquatiques pourraient être évalués en croisant les risques de contamination de l'eau obtenus par l'outil avec les données écotoxicologiques des substances.

• BIBLIOGRAPHIE

- Le Bissonnais, Y. et al., 2002. L'érosion hydrique des sols en France. *Rapport INRA, IFEN*.
- BOCKSTALLER, C. et al., 2008. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation: exemple de l'indicateur I-PHY. *Ingénieries*, pp.103–114.
- Boorman, D.B. & Hollis, J.M., 1995. *Hydrology of soil types: a hydrologically based classification of the soils of the United Kingdom*, Institute of Hydrology.
- Butault, J. et al., 2010. Ecophyto R&D, quelles voies pour réduire l'usage des pesticides. *Synthèse du rapport d'étude*. France: INRA éditeur.
- Champeaux, J.-L. & Tamburini, A., 1996. Zonage climatique de la France à partir des séries de précipitations (1971-1990) du réseau climatologique d'Etat. *La Météorologie*, (14).
- Corpen, 1999. *Désherbage : Eléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires*, CORPEN, groupe PHYTOPRAT.
- Corpen, 2001. *Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires, Bases pour l'établissement de cahiers des charges des diagnostics de bassins versants et d'exploitations*, CORPEN, groupe PHYTOPRAT.
- Corpen, 2003. *Eléments méthodologiques pour un diagnostic régional et un suivi de la contamination des eaux par les produits phytosanitaires*, CORPEN.
- Footprint, 2008. *Algorithms for calculation of Predicted Environmental Concentrations (PEC) based on pesticide inputs, size and discharge of water bodies*,
- Gauroy, C., 2010. *Surveillance des produits phytosanitaires dans les eaux de surface : Interprétation des données*, Cemagref.
- Lagacherie, P., 1987. *Carte de France de l'hydromorphie à l'échelle des petites régions naturelles, carte et notice explicative*, INRA.
- Macary, F. et al., 2007. Méthode d'estimation d'un risque potentiel spatialisé de la contamination des eaux de surface par les intrants agricoles à différentes échelles spatiales. Application sur les coteaux de Gascogne.
- Schneider, M.K. et al., 2007. Towards a hydrological classification of European soils: preliminary test of its predictive power for the base flow index using river discharge data. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4(2), pp.831–861.
- Wasson, J.-G. et al., 2002. *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*,

GLOSSAIRE



Bassin versant local : bassin versant d'une masse d'eau amputé des bassins versants des masses d'eau amont

Réserve utile : quantité maximale d'eau que le sol peut stocker et restituer aux plantes

- **SIGLES & ABREVIATIONS**

BD : Base de données

BDAT : Base de données des analyses de terre

BDGSF : Base de données géographique des sols de France

BNVD : Base nationale des ventes de produits phytopharmaceutiques par les distributeurs agréés

BV : Bassin versant

BVL : Bassin versant local de la masse d'eau

CLC : Corine land cover

Corpen : Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement

DCE : Directive cadre sur l'eau

DT50 : Demi-vie

ESO : Eaux souterraines

ESU : Eaux de surface

HER : Hydro-écorégion

IDPR : Indice de développement et de persistance des réseaux

Koc : Coefficient de partage carbone organique/eau

MNT : Modèle numérique de terrain

PRA : Petite région agricole

RGA : Recensement général agricole

RICa : Réseau d'information comptable agricole

RPG : Registre parcellaire graphique

RU : Réserve utile

SAU : Surface agricole utile

SIG : Système d'information géographique

UCS : Unité cartographique de sol

UTS : Unité typologique de sol

• TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : Principales voies de transferts des pesticides (Corpen 1999)	9
Figure 2 : Organisation des notions utilisées par le Corpen	10
Figure 3 : Explication du croisement typologique de couches d'informations (Corpen 2003)	11
Figure 4. Détermination des classes de potentiel de contamination pour les eaux de surface en Lorraine.....	12
Figure 5: Arbre de décision de la méthode Aquavallée pour le diagnostic de l'aire d'alimentation de captage de Coupigny (projet AGRI PER' AISNE)	15
Figure 6 : Concepts d'UTS et d'UCS	37
Figure 7 : Illustration de la notion de bassin versant local	18
Figure 8 : Schéma simplifié du réseau, décliné pour les 2 saisons	20
Figure 9 : exemple de table de probabilités conditionnelles pour un réseau simple	22
Figure 10 : Types de connexions possibles dans un réseau à 3 nœuds (connexion en série (a), connexion convergente (b), connexion divergente (c)).	22
Figure 11 : Illustration du nœud "pression phytosanitaire" et de ses nœuds parents.....	29
Figure 12 : Carte des 6 zones climatiques définies pour la méthode	33
Figure 13 : Illustration du nœud "ripisylve" et de ses nœuds parents.....	34
Figure 14 : Carte de superficie des bassins versants locaux des masses d'eau de surface.....	40
Figure 15 : Schématisation des cas de figure qui se présentent pour agréger l'information d'une donnée au niveau du bassin versant local, unité spatiale du modèle ARPEGES	41
Figure 16 : Schématisation du calcul des dépenses RICA 2006 à l'échelle du BVL par la méthode de désagrégation-agrégation.....	42
Figure 17 : Schématisation de l'approche d'agrégation probabiliste.....	43
Figure 18 : Analyse de la corrélation des superficies agricoles à l'échelle du canton estimées selon deux sources de données différentes : CLC 2000 et le RA 2000	59
Figure 19 : Analyse de la corrélation des superficies agricoles à l'échelle de la PRA estimée selon deux sources de données différentes : CLC 2006 et le RICA 2006	90
Figure 20 : Analyse de la corrélation entre les dépenses en produits phytosanitaires tout produit confondu de RICA 2006 et les superficies agricoles estimées à partir de CLC 2006 à l'échelle de la PRA	90

- **ANNEXE 1 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « RUISSELLEMENT/INFILTRATION »**

1. Objectifs

Caractériser la destination préférentielle des flux sur un BVL (eaux de surface / eaux souterraines).

2. Données sources

L'Indice de développement et de persistance de réseaux (IDPR), du BRGM (Mardhel 2006), calculé sur un maillage de 1km². L'IDPR résulte d'une comparaison entre le réseau hydrographique théorique (calculé à partir du MNT) et le réseau réel. Si le réseau réel est moins dense que le réseau théorique, cela traduit le fait que l'infiltration de l'eau est majoritaire, tandis que s'il est plus dense les flux se font majoritairement à destination des eaux de surface.

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°1 : le BVL contient les entités de la donnée

Méthode :

Agrégation : moyenne IDPR au sein d'un BVL

4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

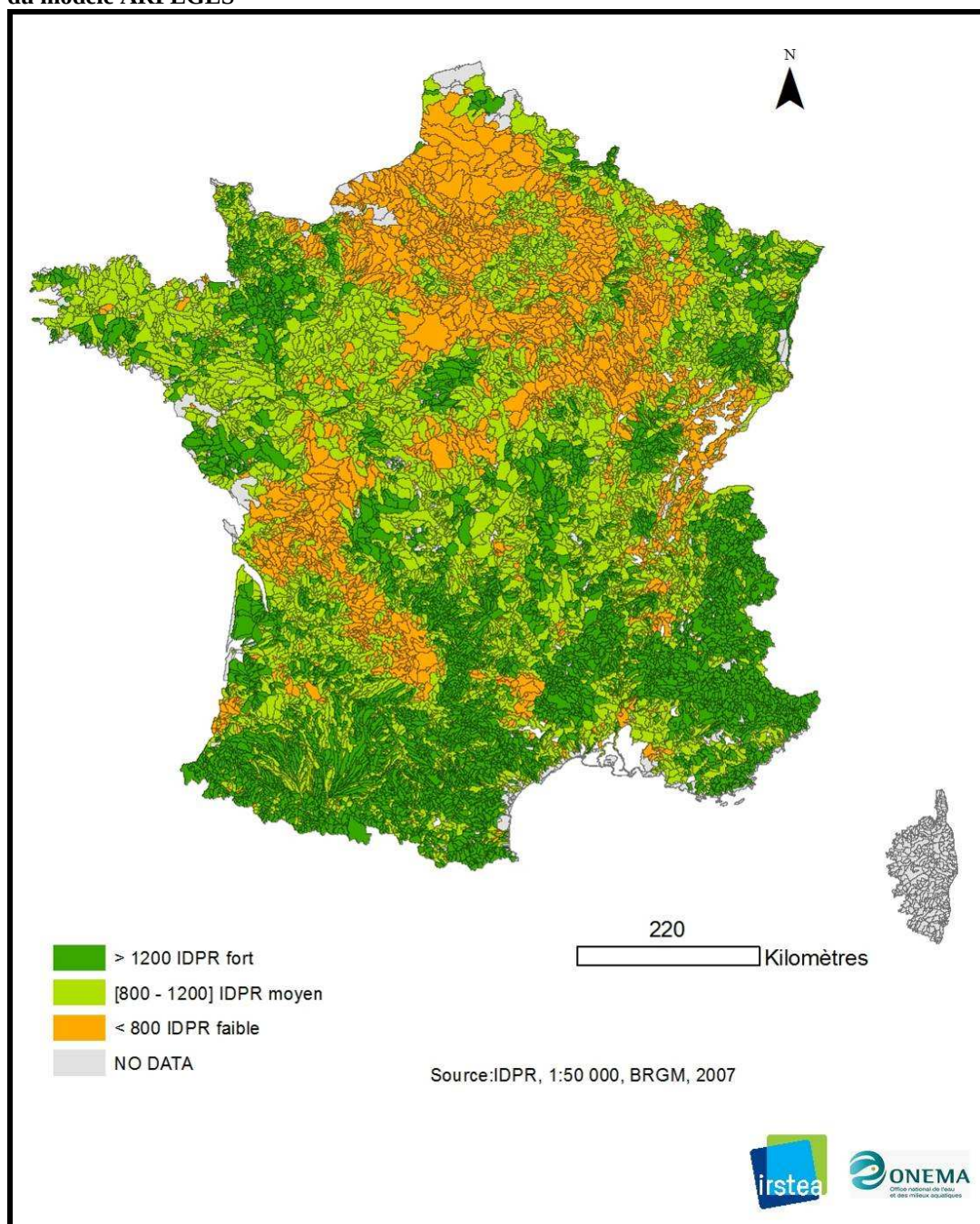
- ▶ <800 → faible
- ▶ Entre 800 et 1200 → moyen
- ▶ >1200 → fort

5. Résultats et limites

La carte 1 présente l'IDPR moyen sur chaque BVL avec une discrétisation selon les modalités définies dans le modèle ARPEGES. Un IDPR fort signifie une destination préférentielle vers les eaux de surface, un IDPR faible vers les eaux souterraines et un IDPR moyen une destination aussi bien vers les eaux de surface que vers les eaux souterraines.

L'IDPR permet de prédire la destination de l'eau, mais n'indique pas à lui seul les voies spécifiques de transfert. Pour cela, il doit s'accompagner des informations pédologiques (battance, réserve utile ...).

Carte 1 : IDPR à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux, discrétisé selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES



- **ANNEXE 2 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « RESERVE UTILE »**

1. Objectifs

Caractériser la réserve utile des sols pour chaque BVL.

2. Données sources

Base de données géographique des sols de France (BDGSF) au 1/1.000.000ème de l'INRA GIS-SOL.

La BDGSF est composée tout d'abord d'une carte des Unités Cartographiques de Sols (UCS). Ces unités ne sont pas homogènes, mais sont constituées d'Unités Typologiques de Sols (UTS) qui ne sont pas cartographiables à cette échelle. A chaque UCS correspond donc une liste d'UTS avec la proportion de l'UCS qu'elle représente. Chaque UTS est décrite par une quarantaine de variables comme la réserve utile (Le Bissonais et al. 2002).

Cette réserve est exprimée en mm et discrétisée en pour chaque UTS en cinq catégories :

- ▶ < 50 mm
- ▶ 50 - 100 mm
- ▶ 100 - 150 mm
- ▶ 150 -200 mm
- ▶ > 200 mm

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Agrégation probabiliste.

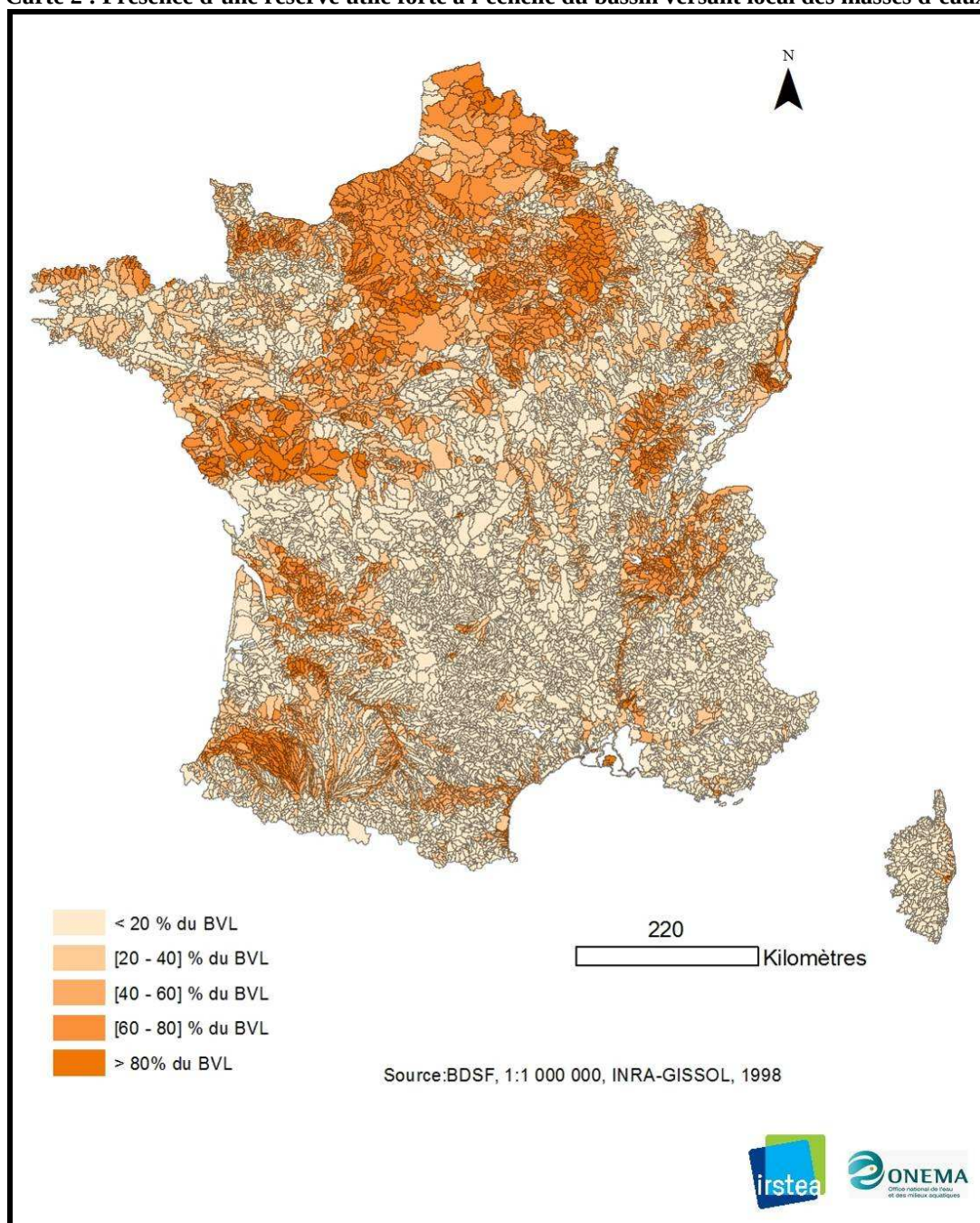
4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

- ▶ Faible qui correspond au pourcentage surfacique des catégories « < 50 mm et 50 - 100 mm » recouvrant le BVL
- ▶ Moyen qui correspond au pourcentage surfacique de la catégorie « 100 - 150 mm » recouvrant le BVL
- ▶ Fort qui correspond au pourcentage surfacique des catégories « 150 -200 mm et >= 200 mm » recouvrant le BVL

5. Résultats et limites

Une carte pour chaque modalité résulte de cette méthode. La carte 6 présente le résultat pour la modalité forte discrétisée en 5 classes (intervalles égaux).

Carte 2 : Présence d'une réserve utile forte à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux.



• ANNEXE 3 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « DRAINAGE »

1. Objectifs

Caractériser le drainage (les superficies drainées) pour chaque BVL.

2. Données sources

RA 2000 échelle du canton

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Désagrégation-réagrégation

Variable de contrôle :

Superficies agricoles estimées à partir de la donnée CORINE Land Cover (CLC) 2000

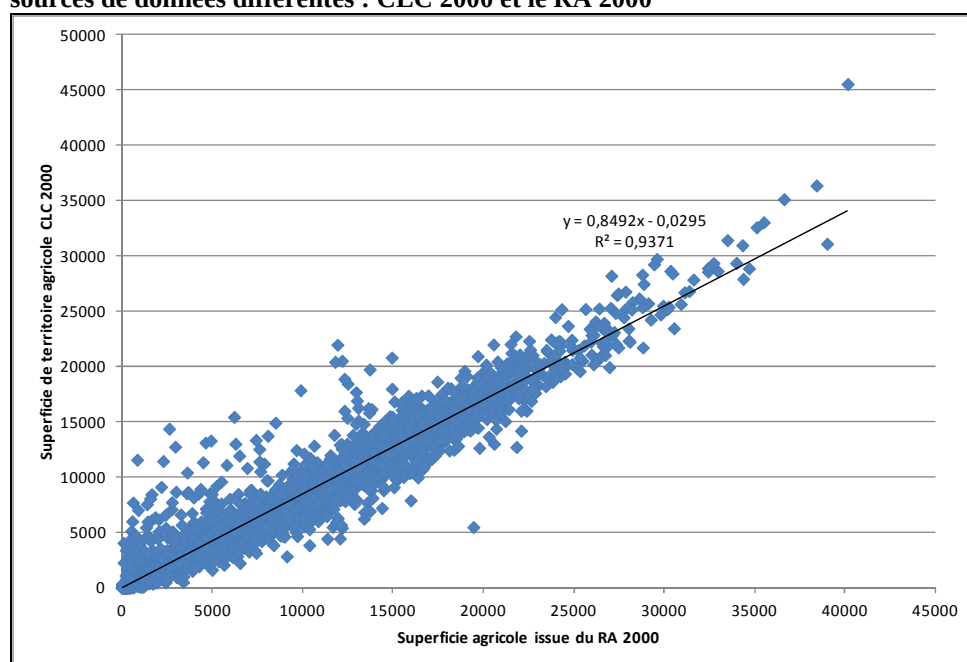
Hypothèse :

On suppose que les superficies drainées au sein d'un canton se répartissent de manière uniforme quelque soit le type de cultures et de pratiques.

Détails :

De manière à évaluer la capacité de CLC à estimer les superficies agricoles (code Corine 2), la corrélation entre la valeur de la statistique de la SAU (Surface Agricole Utile) issue du RA 2000 et celle de la superficie de territoire agricole de CLC 2000 a été analysée à l'échelle du canton. D'après les résultats présentés Figure 3.1, on observe une très bonne corrélation ($R^2=0.93$) entre la superficie de territoire agricole de CLC 2000 et celle recensée dans le RA 2000 à l'échelle du canton. CLC est donc une source de données fiable pour estimer la superficie agricole au sein d'un canton. CLC est disponible à une échelle plus précise que le RA 2000, c'est donc cette donnée qui a été utilisée.

Figure 19 : Analyse de la corrélation des superficies agricoles à l'échelle du canton estimées selon deux sources de données différentes : CLC 2000 et le RA 2000



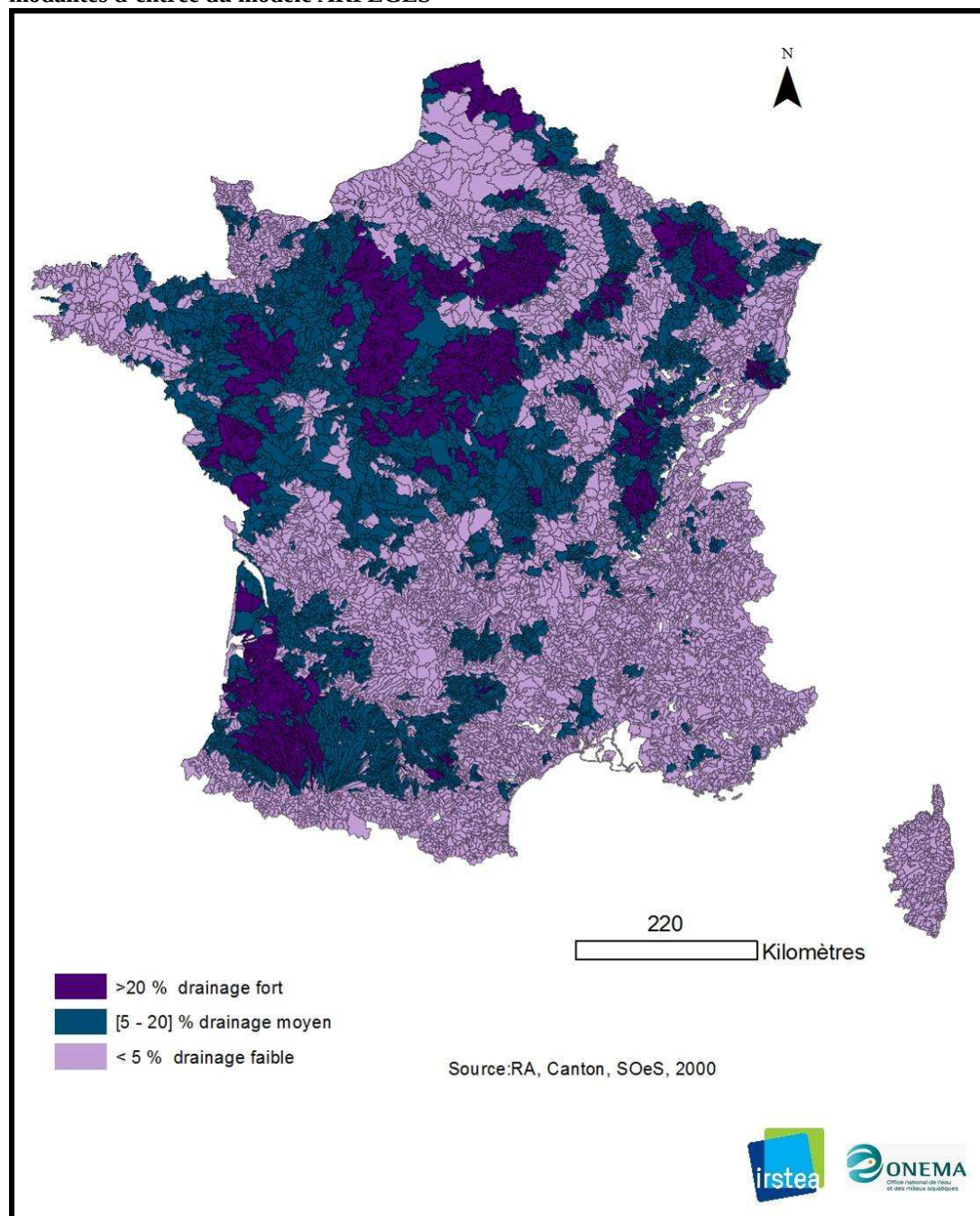
4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

- ▶ < 5 % de la SAU → faible
- ▶ Entre 5 et 20 % → moyen
- ▶ > 20 % → fort

5. Résultats et limites

La carte 3 présente les superficies drainées par BVL discrétisées selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES.

Carte 3 : Superficies drainées à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux discrétisées selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES



- **ANNEXE 4 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « HYDROMORPHIE »**

1. Objectifs

Caractériser l'hydromorphie des sols pour chaque BVL.

2. Données sources

Carte de France de l'hydromorphie à l'échelle des petites régions naturelles de P. Lagacherie, 1987 à l'échelle des Petites régions naturelles, qui correspondent aux petites régions agricoles éventuellement redécoupées si elles sont considérées comme trop hétérogènes.

L'hydromorphie est exprimée en pourcentage de sols hydromorphes dans la petite région naturelle discrétisée en cinq catégories :

- ▶ moins de 20 %
- ▶ moins de 20 % hydromorphe (engorgement ponctuel)
- ▶ moins de 20 % hydromorphe (+ de 5000 ha)
- ▶ 20-50 % hydromorphe
- ▶ 50 % hydromorphe

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Agrégation probabiliste.

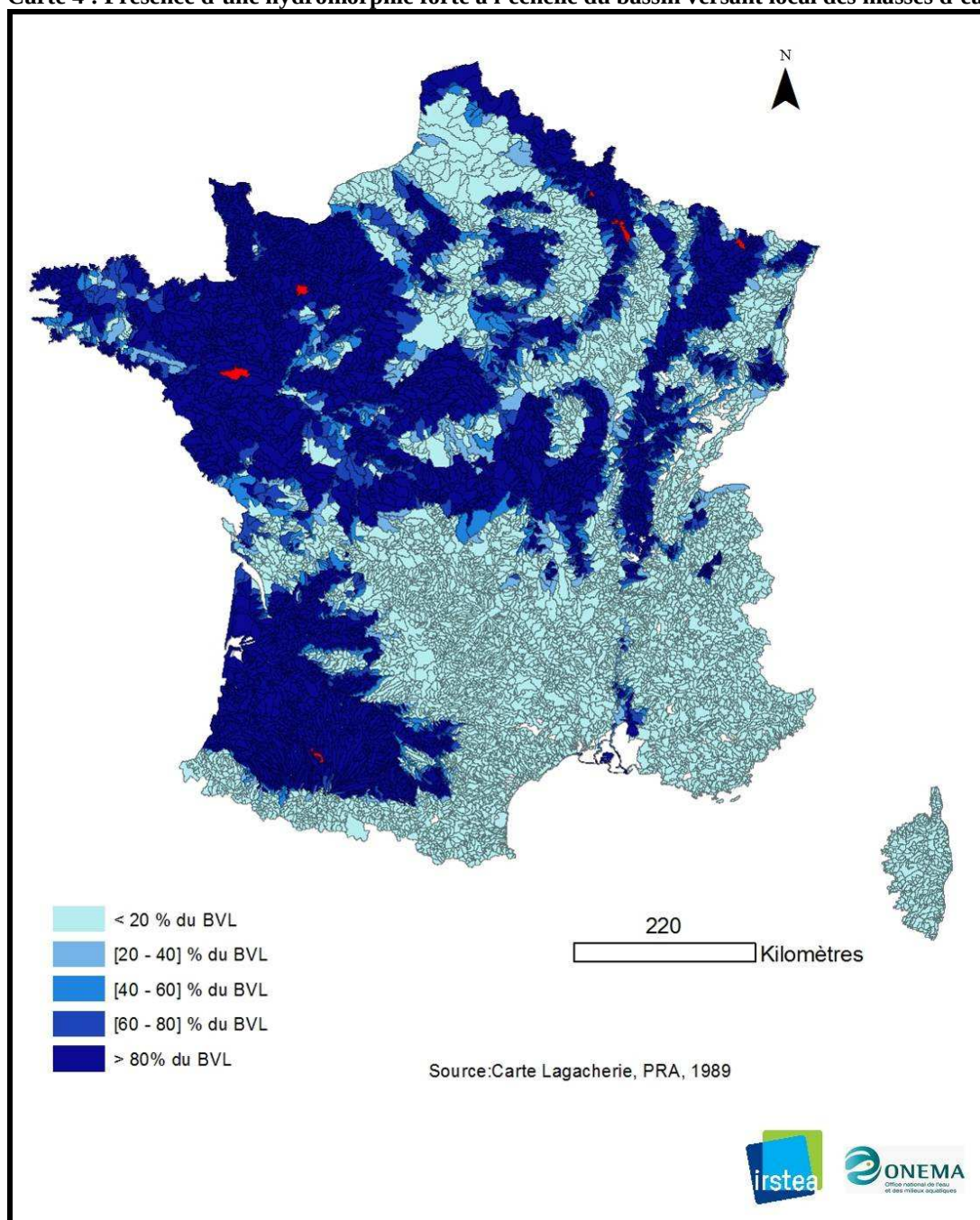
4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

- ▶ Faible qui correspond au pourcentage surfacique de la catégorie « moins de 20 % » recouvrant le BVL
- ▶ Moyen qui correspond au pourcentage surfacique des catégories « moins de 20 % hydromorphe (engorgement ponctuel) + moins de 20 % hydromorphe (+ de 5000 ha) » recouvrant le BVL
- ▶ Forte qui correspond au pourcentage surfacique des catégories « 20-50 % hydromorphe + 50 % hydromorphe » recouvrant le BVL

5. Résultats et limites

Une carte pour chaque modalité résulte de cette méthode. La carte 2 présente le résultat pour la modalité forte discrétisée en 5 classes (intervalles égaux).

Carte 4 : Présence d'une hydromorphie forte à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux.



- **ANNEXE 5 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « BATTANCE »**

1. Objectifs

Caractériser la battance des sols pour chaque BVL.

2. Données sources

Base de données géographique des sols de France (BDGSF) au 1/1.000.000ème de l'INRA GIS-SOL.

La BDGSF est composée tout d'abord d'une carte des Unités Cartographiques de Sols (UCS). Ces unités ne sont pas homogènes, mais sont constituées d'Unités Typologiques de Sols (UTS) qui ne sont pas cartographiables à cette échelle. A chaque UCS correspond donc une liste d'UTS avec la proportion de l'UCS qu'elle représente. Chaque UTS est décrite par une quarantaine de variables comme la sensibilité à la formation d'une croûte de battance obtenue par des règles de pédotransfert, (texture et du type de sol) (Le Bissonnais et al. 2002).

Cette sensibilité à la formation d'une croûte de battance est discrétisée pour chaque UTS en cinq catégories :

- ▶ très faible
- ▶ faible
- ▶ modérée
- ▶ fort
- ▶ très fort

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Agrégation probabiliste.

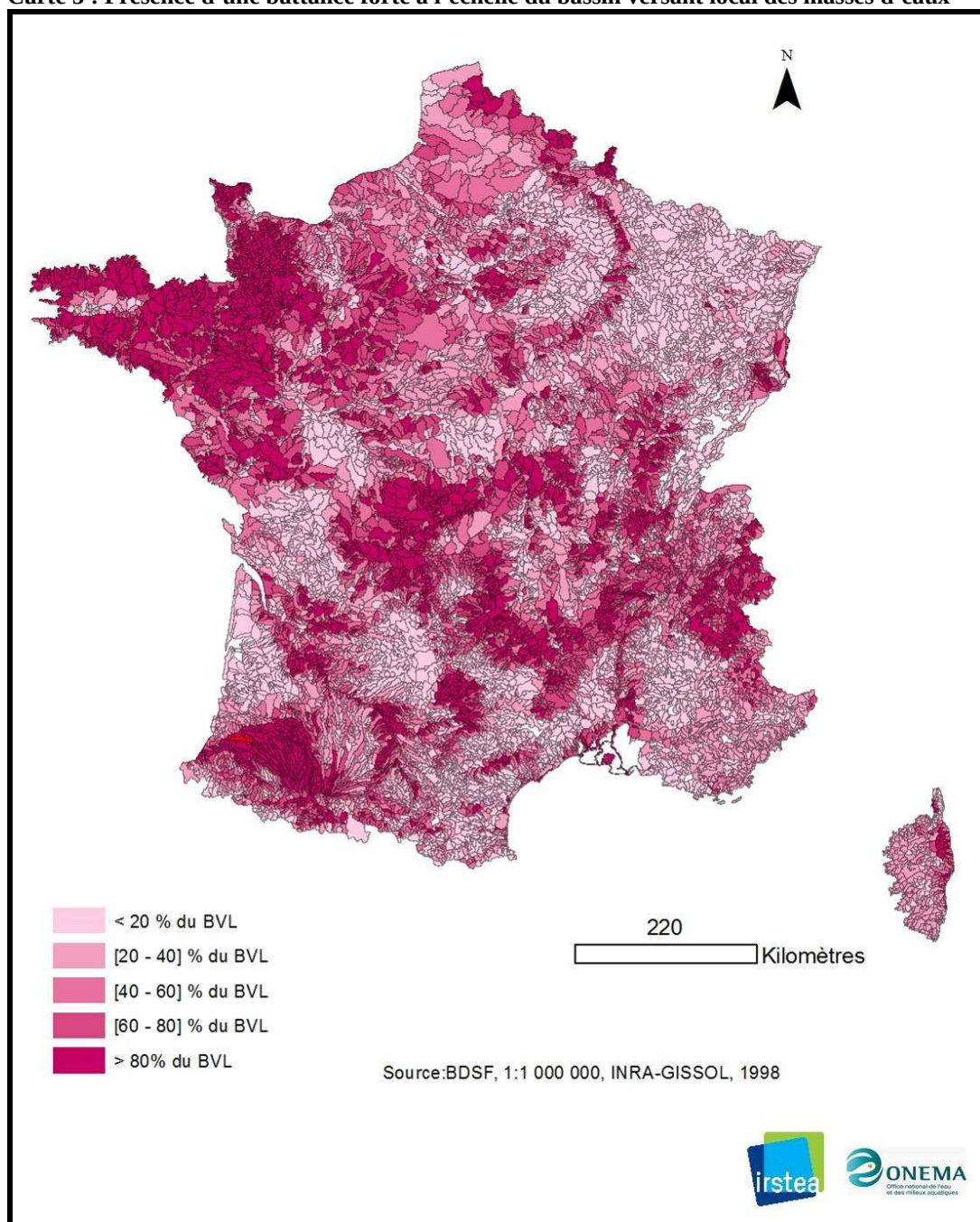
4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

- ▶ Faible qui correspond au pourcentage surfacique des catégories « faible et très faible » recouvrant le BVL
- ▶ Moyen qui correspond au pourcentage surfacique de la catégorie « modérée » recouvrant le BVL
- ▶ Fort qui correspond au pourcentage surfacique des catégories « forte et très forte » recouvrant le BVL

5. Résultats et limites

Une carte pour chaque modalité résulte de cette méthode. La carte 4 présente le résultat pour la modalité forte discrétisée en 5 classes (intervalles égaux).

Carte 5 : Présence d'une battance forte à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux



- **ANNEXE 6 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « RIPISYLVES 30 M »**

1. Objectifs

Caractériser la présence d'une strate arborée dans la bande de 30 m (zone rivulaire effective) de part et d'autre du cours d'eau pour chaque BVL.

2. Données sources

La couche végétation de la BDTOPO® IGN de résolution métrique 2010.

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°1 : le BVL contient les entités de la donnée

Méthode :

Agrégation : pourcentage surfacique des polygones « forêt » de la couche de végétation BDTOPO découpés dans un buffer de 30 m autour du réseau hydrographique du BVL (réseau BDTOPO issu du réseau SYRAH).

4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

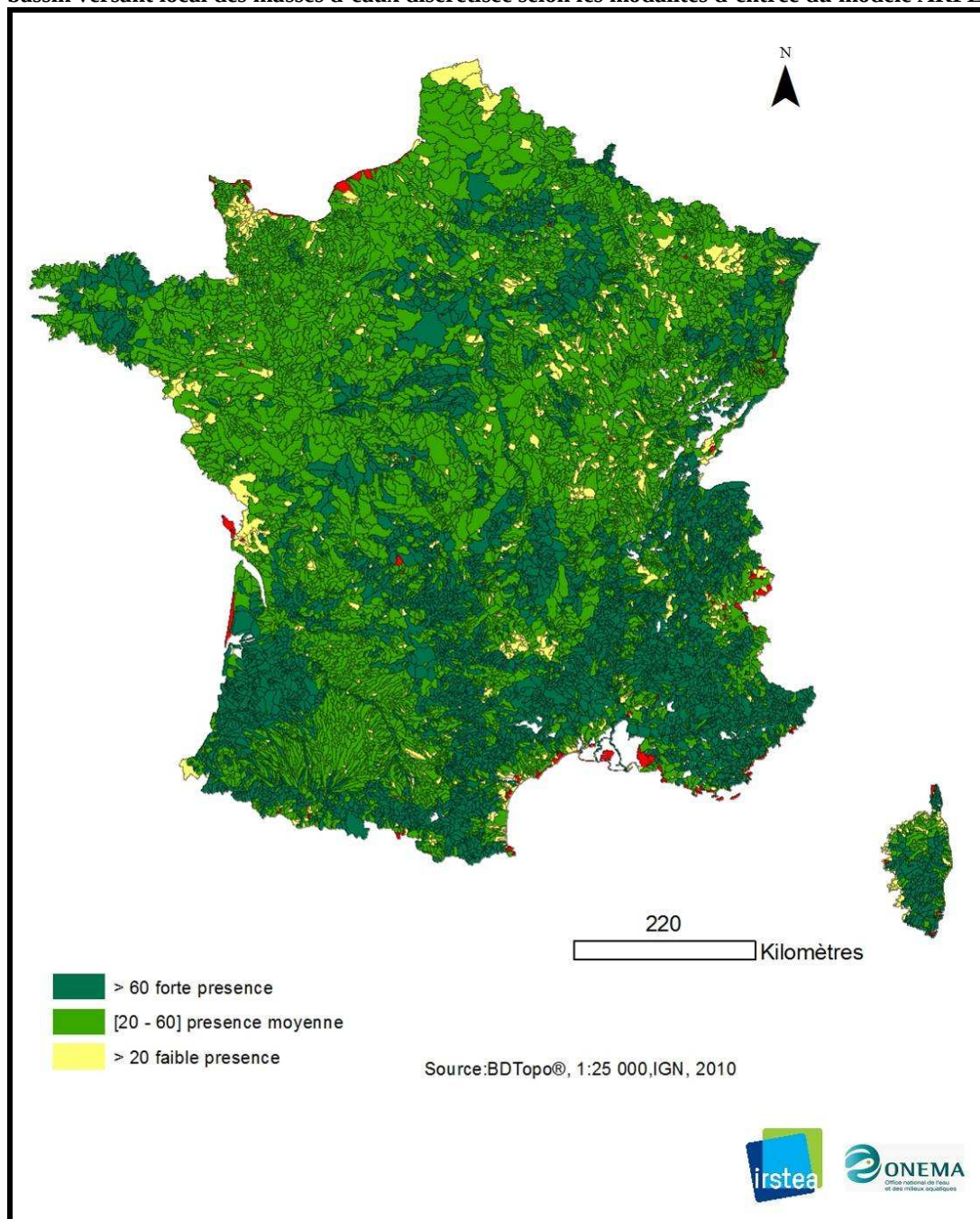
- ▶ Moins de 20 % de la surface est de la forêt → faible
- ▶ De 20 à 60 % → moyen
- ▶ >60 % → fort

5. Résultats et limites

La carte 8 illustre cette présence de ripisylves dans la bande de 30 m discrétisée selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES.

Cette méthode ne permet pas d'évaluer si la forêt est bien répartie le long du cours d'eau ou pas, ni si elle est située entre les zones de culture et le cours d'eau, ce qui a des conséquences différentes sur les transferts de pesticides.

Carte 6 : Présence de ripisylves dans la bande des 30 m de part et d'autre du cours d'eau à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux discrétisée selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES



- **ANNEXE 7 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « RIPISYLVES 10 M »**

1. Objectifs

Caractériser la présence d'une strate arborée dans la bande de 10 m (haie d'arbre) de part et d'autre du cours d'eau pour chaque BVL.

2. Données sources

La couche végétation de la BDTOPO® IGN de résolution métrique 2010.

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°1 : le BVL contient les entités de la donnée

Méthode :

Agrégation : pourcentage surfacique des polygones « forêt » de la couche de végétation BDTOPO découpés dans un buffer de 10 m autour du réseau hydrographique du BVL (réseau BDTOPO issu du réseau SYRAH).

4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

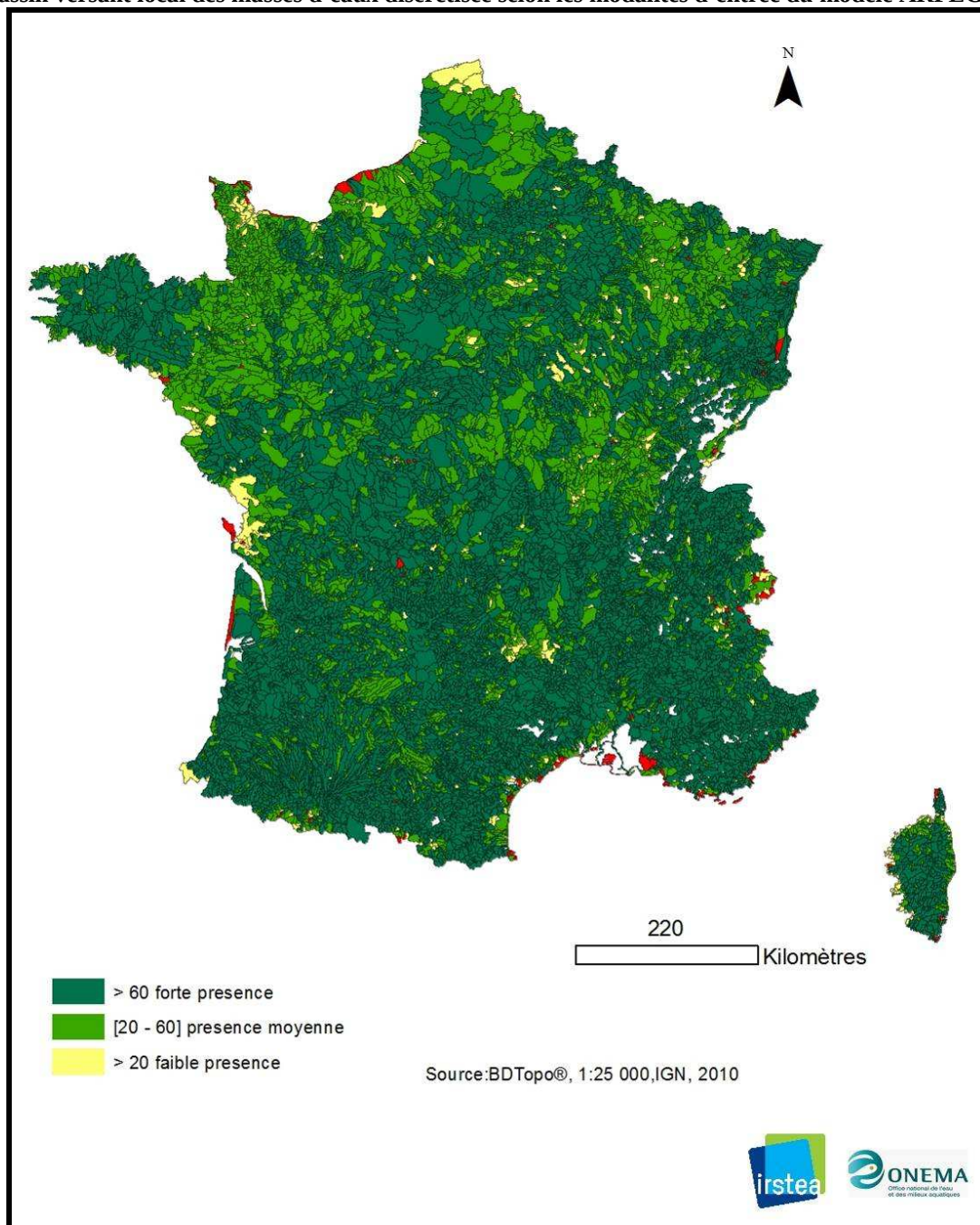
- ▶ Moins de 20 % de la surface est de la forêt → faible
- ▶ De 20 à 60 % → moyen
- ▶ >60 % → fort

5. Résultats et limites

La carte 7 illustre cette présence de ripisylves dans la bande de 10 m discrétisée selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES.

Cette méthode ne permet pas d'évaluer si la forêt est bien répartie le long du cours d'eau ou pas, ni si elle est située entre les zones de culture et le cours d'eau, ce qui a des conséquences différentes sur les transferts de pesticides.

Carte 7: Présence de ripisylves dans la bande des 10 m de part et d'autre du cours d'eau à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux discrétisée selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES



- **ANNEXE 8 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « BANDE ENHERBEE »**

1. Objectifs

Caractériser la présence de bande enherbée dans la bande légiférée (bande de 5 m de part et d'autre du cours d'eau) pour chaque BVL.

2. Données sources

BDTOPO® IGN de résolution métrique 2010.

Faute de données sur la présence réelle de bandes enherbées en France, nous avons considéré le pourcentage de linéaire de cours d'eau qui doit légalement être protégé par des bandes enherbées, c'est-à-dire les cours d'eau qui portent un nom sur les cartes IGN au 1/25.000ème.

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°1 : le BVL contient les entités de la donnée

Méthode :

Agrégation : pourcentage linéaire de tronçon sans nom

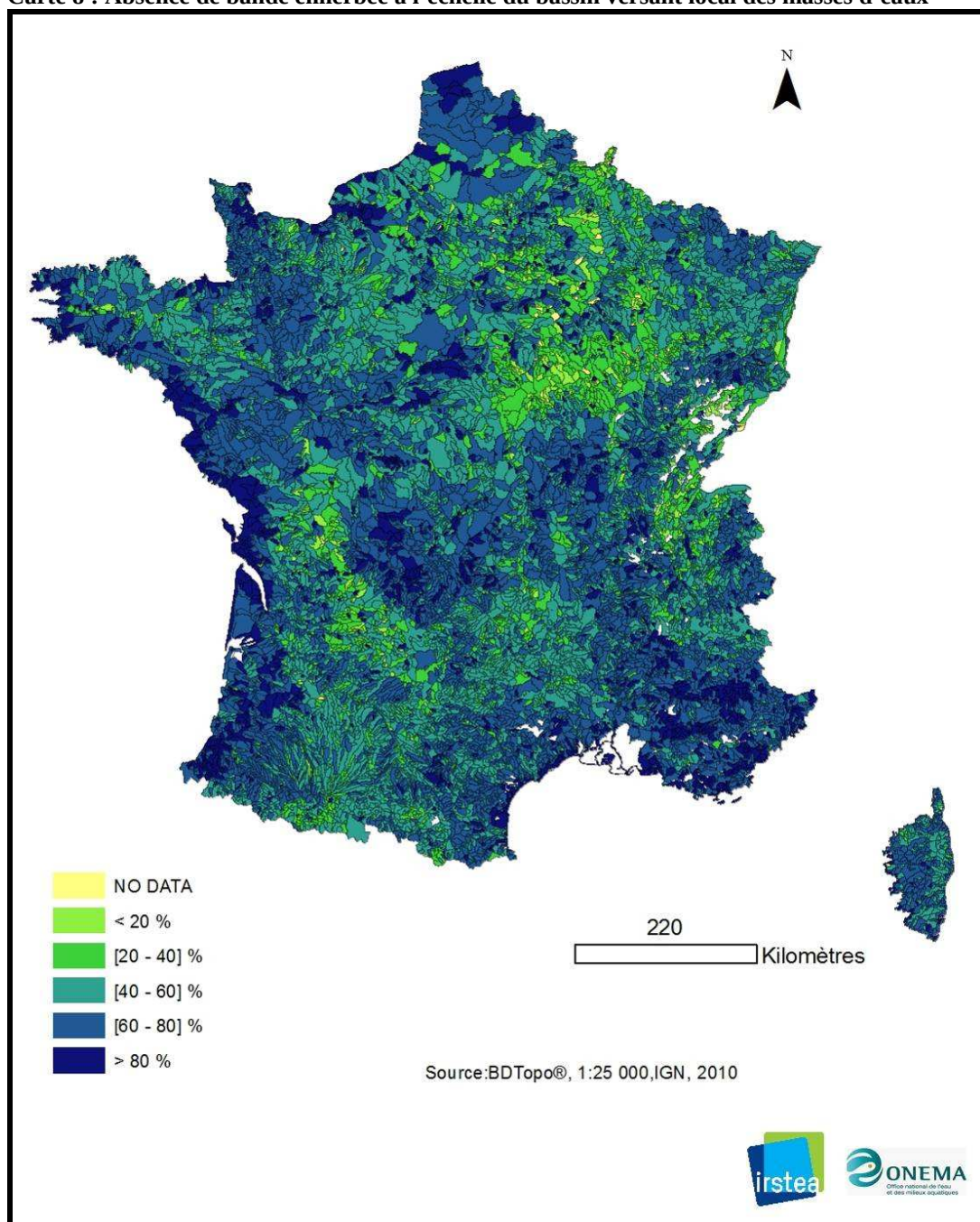
4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

- ▶ présence qui correspond au pourcentage de cours d'eau avec un nom
- ▶ absence qui correspond au pourcentage de cours d'eau sans nom

5. Résultats et limites

La carte 9 ci-contre présente le résultat pour la modalité absence.

Carte 8 : Absence de bande enherbée à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux



- **ANNEXE 9 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « DENSITE DE RESEAU HYDROGRAPHIQUE »**

1. Objectifs

Caractériser la densité hydrographique à l'échelle du BVL

2. Données sources

BD CARTHAGE® IGN 2010

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°1 : le BVL contient les entités de la donnée

Méthode :

Agrégation : superficie de linéaire de cours d'eau au sein du BVL (maille 1km²) sur la superficie du BVL

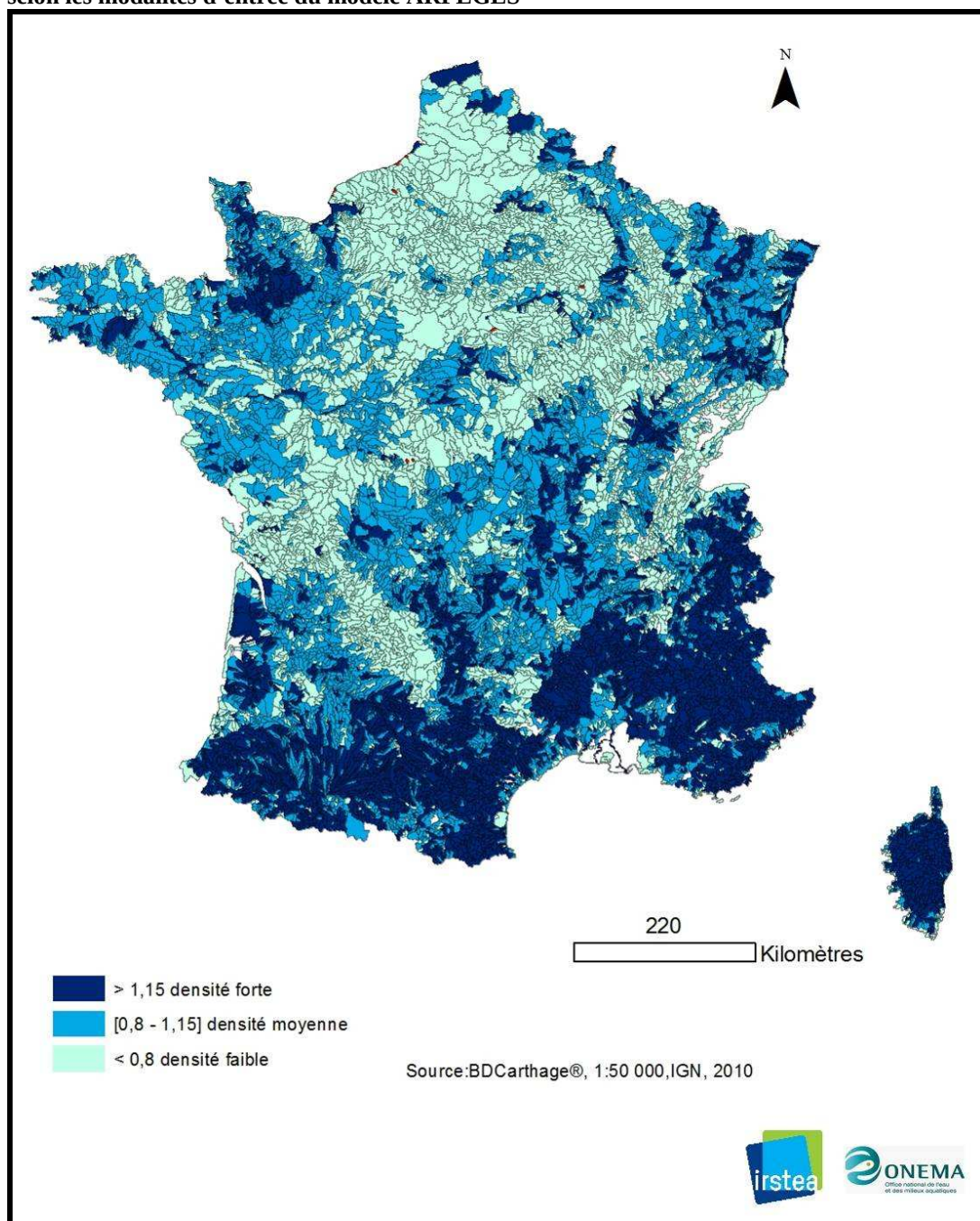
4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

- ▶ <0,8 km/km² → faible
- ▶ Entre 0,8 et 1,15 → moyen
- ▶ >1,15 → fort

5. Résultats et limites

La carte 5 présente la densité du réseau hydrographique pour chaque BVL discrétisée selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES.

Carte 9 : Densité de réseau hydrographique à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux discrétisé selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES



- **ANNEXE 10 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « ZONE CLIMATIQUE»**

1. Objectifs

Caractériser les paramètres climatiques qui entrent en jeu dans les phénomènes de ruissellement, notamment l'intensité, la fréquence et le cumul des pluies.

2. Données sources

Les 6 zones climatiques ont été définies à l'aide d'un zonage existant basé sur les séries de précipitations (Champeaux & Tamburini 1996). Les zones ainsi obtenues à dire d'experts correspondent à des zones globalement homogènes du point de vue de la fréquence et de l'intensité des pluies.

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°3 : le BVL est complètement contenu dans les entités de la donnée

Méthode :

Désagrégation par jointure spatiale

4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

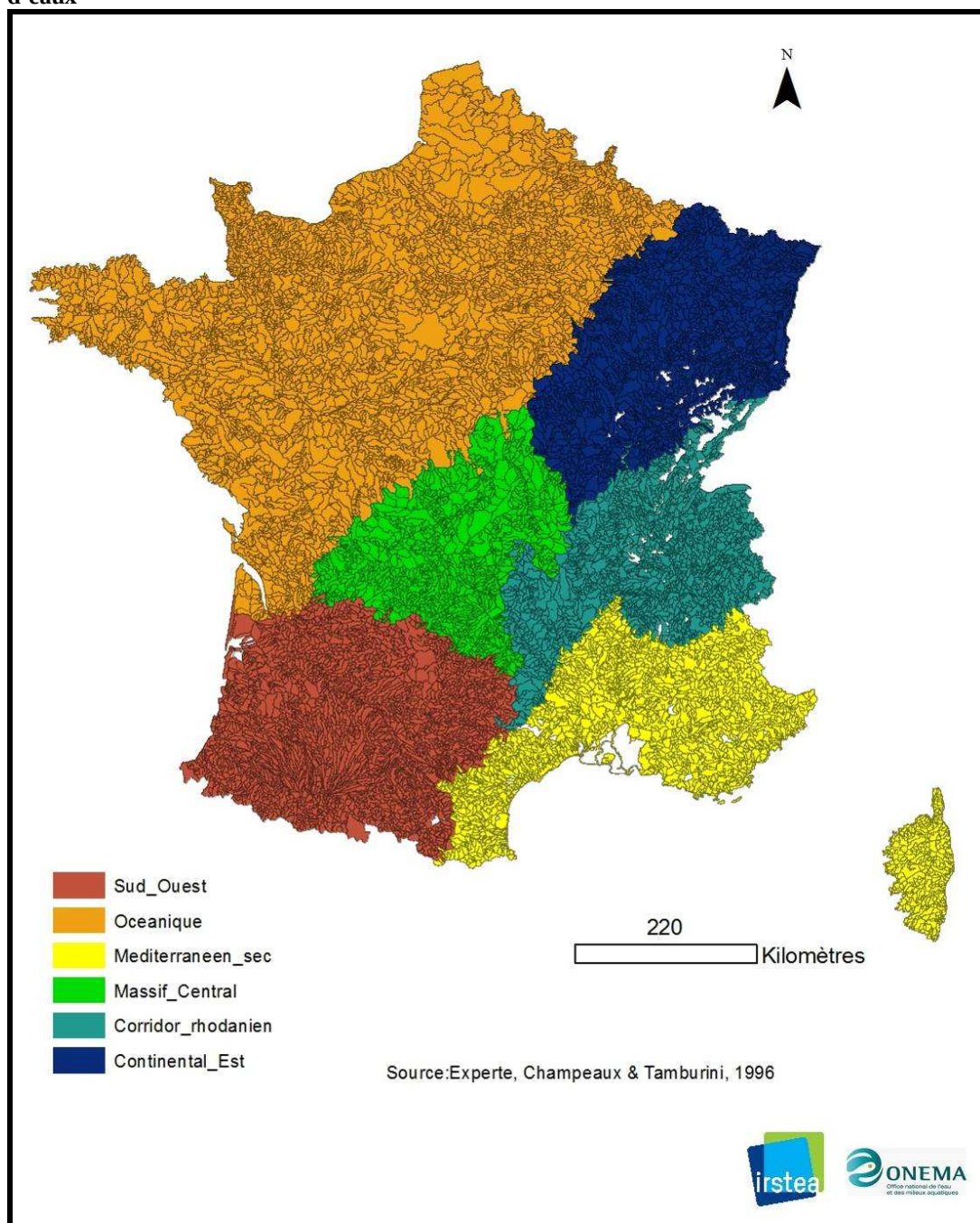
Chacune des 6 zones correspond à une modalité.

5. Résultats et limites

La carte10 ci-contre présente les zones hydrographiques pour chaque BVL.

L'utilisation de grandes zones climatiques entraîne nécessairement des approximations non négligeables. Les facteurs locaux comme le relief ne sont pas pris en compte.

Carte 10 : Zone climatique considérée par le modèle ARPEGES par bassin versant local des masses d'eaux



- **ANNEXE 11 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « CUMUL DE PLUIES »**



1. Objectifs

Caractériser le cumul de pluie mensuel moyen pour chacune des 2 périodes de l'année identifiées (novembre à mars et avril à octobre).

2. Données sources

Cumul mensuel des précipitations interpolées par mailles de 1 km² (méthode Aurhely de Météo France), normales 1971-2000.

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°1 : le BVL contient les entités de la donnée

Méthode :

Agrégation : Moyenne des mailles qui appartiennent au BVL.

Ensuite, la variable est normalisée pour que les valeurs prises soient comprises entre 0 et 100. Si on appelle cette variable X, on considère que X=100 correspond à un cumul de 300 mm et X=0 à un cumul nul (la valeur de 300 mm a été choisie car le cumul mensuel maximum en une maille tous mois confondus est de 302 mm). Le calcul est donc :

$$X = \text{Cumul mensuel} * 100 / 300$$

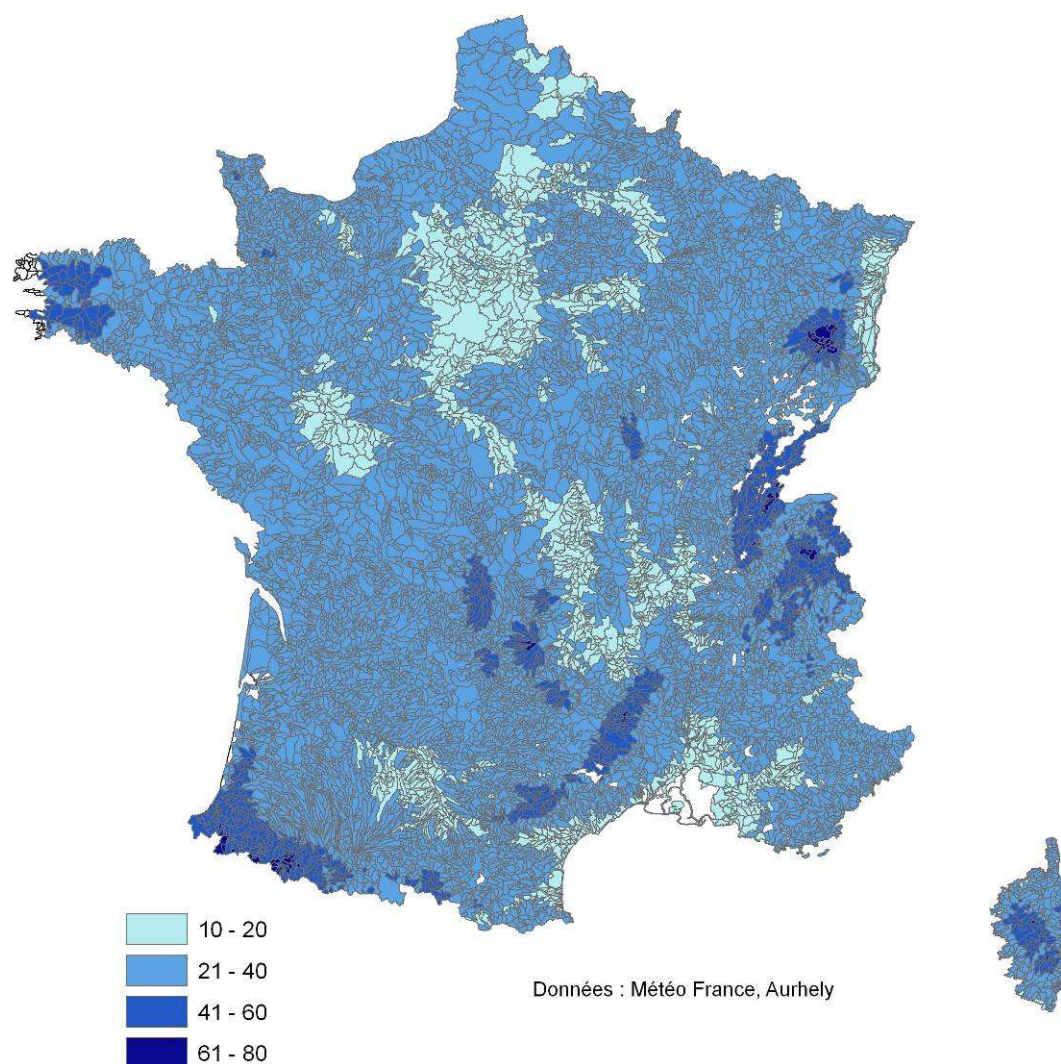
(X = 10 correspond donc à un cumul de 30 mm, X = 50 à un cumul de 150 mm, etc.)

Cette variable comprend deux modalités :

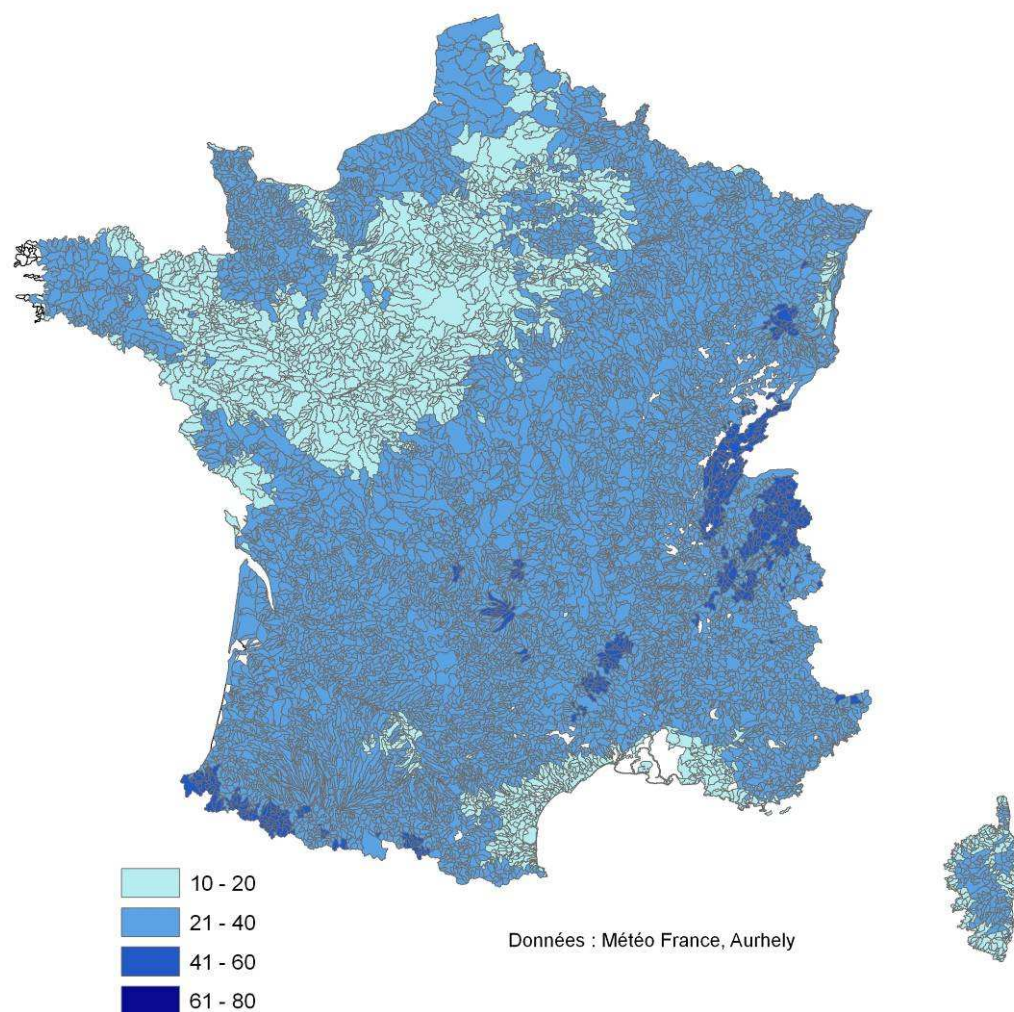
- Cumul fort : X
- Cumul faible : 100-X

4. Résultats

Carte 11 : Valeur de la modalité « cumul fort » de la variable « cumul de pluie » pour la période de novembre à mars



Carte 12 : Valeur de la modalité « cumul fort » de la variable « cumul de pluie » pour la période d'avril à octobre



- **ANNEXE 12 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « TENEUR EN MATIERE ORGANIQUE DU SOL »**

1. Objectifs

Caractériser la teneur en matière organique dans les sols pour chaque BVL.

2. Données sources

Teneur en carbone organique, base de données des analyses de terre (BDAT) INRA 2010. La teneur en carbone organique est exprimée en g/kg.

On ne dispose pas de données pour certains cantons de montagne (pas assez d'analyses de terre réalisées). On a affecté à ces cantons la moyenne des autres cantons de la petite région agricole (PRA) à laquelle ils appartiennent. Si aucun canton de la PRA n'était renseigné, on leur a affecté la moyenne des cantons voisins. Une teneur faible a été affectée aux cantons corses (la plupart des cantons du pourtour méditerranéen ont une teneur faible).

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Moyenne des teneurs des cantons intersectant le BVL pondérées par la surface de ces intersections

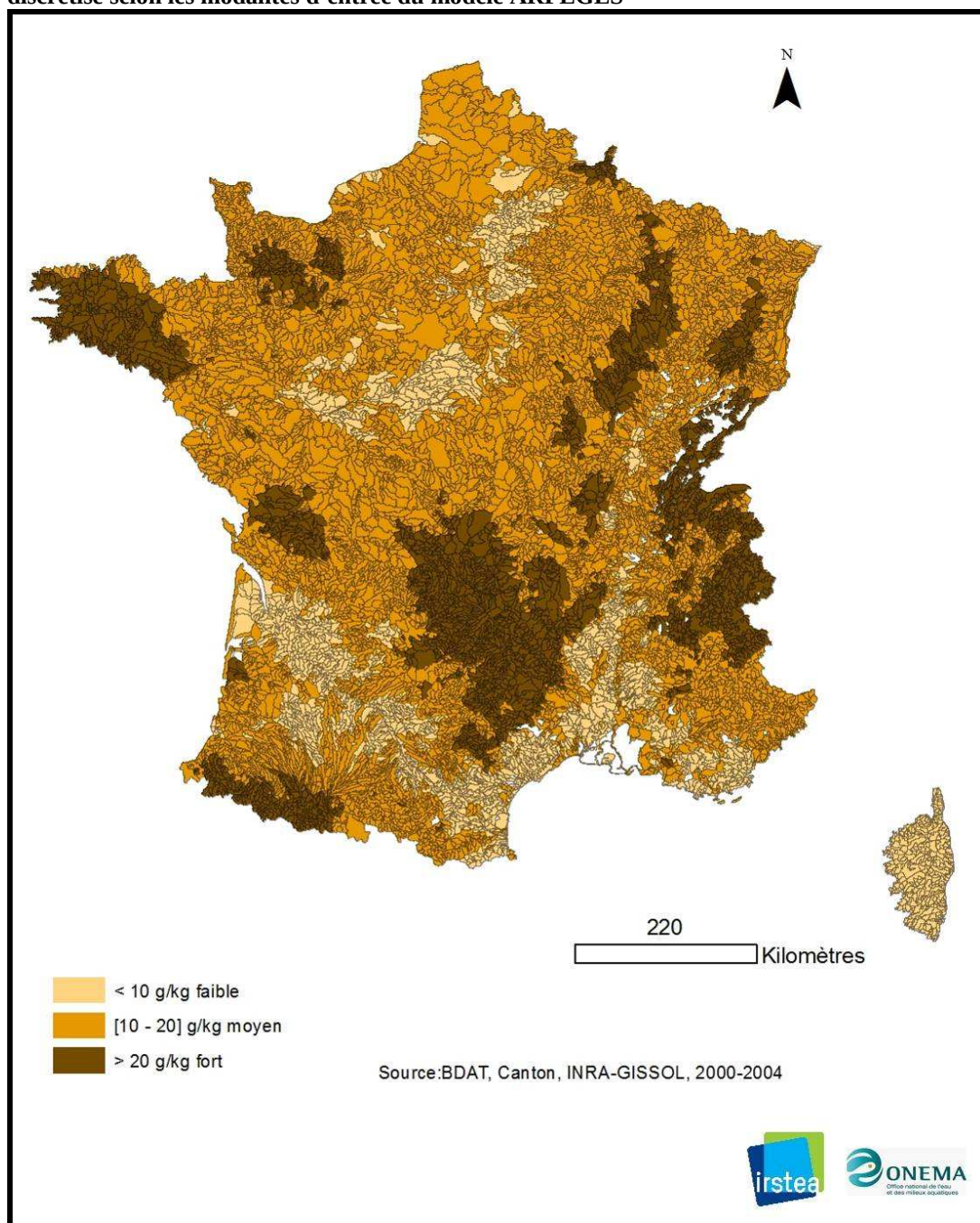
4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

- ▶ <10 g/kg → faible
- ▶ Entre 10 et 20 → moyen
- ▶ >= 20 → fort

5. Résultats et limites

La Carte 13 présente la teneur en carbone organique dans les sols à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux discrétisée selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES

Carte 13 : Teneur en matière organique dans les sols à l'échelle du bassin versant local des masses d'eaux discrétisé selon les modalités d'entrée du modèle ARPEGES



- **ANNEXE 13 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « ÉROSION DU SOL »**

1. Objectifs

Caractériser l'aléa érosion des sols pour chaque BVL.

2. Données sources

Modèle MESALES (modèle d'évaluation spatiale de l'aléa érosion des sols) de l'INRA, carte agrégée à l'échelle des zones hydrographiques.

L'aléa érosif combine plusieurs caractéristiques du sol (sensibilité à la battance et à l'érodibilité), du terrain (type d'occupation du sol, pente) et climatiques (intensité et hauteur des précipitations).

Cet aléa est discrétisé pour en cinq catégories :

- ▶ très faible
- ▶ faible
- ▶ modéré
- ▶ fort
- ▶ très fort
- ▶ autre : zones urbaines, hautes montagnes, zones humides

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Agrégation probabiliste.

4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

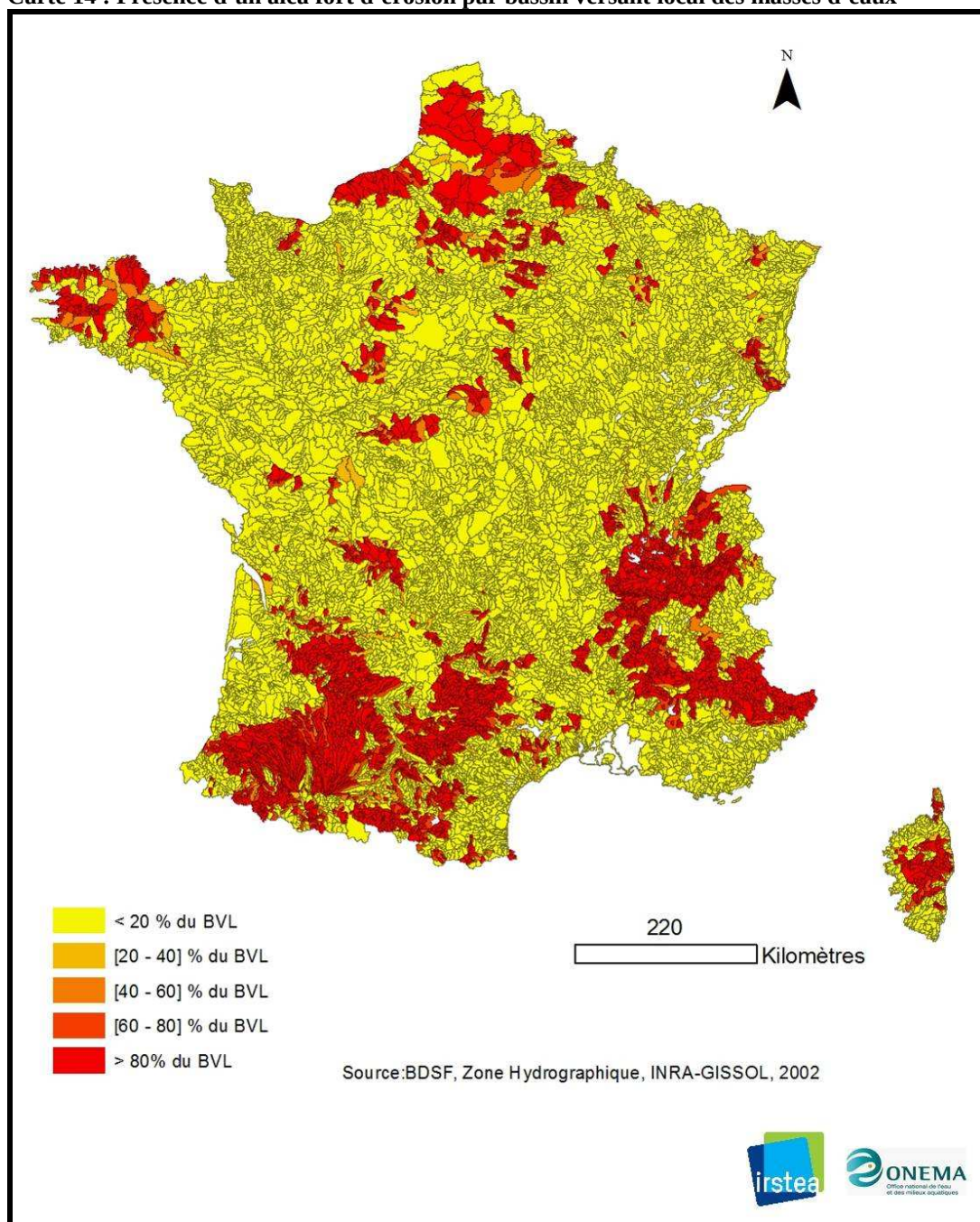
2 modalités d'entrée pour la variable érosion du sol :

- ▶ Faible qui correspond au pourcentage surfacique des catégories « très faible, faible et autre » recouvrant le BVL
- ▶ Forte qui correspond au pourcentage surfacique des catégories « modéré, forte et très forte » recouvrant le BVL

5. Résultats et limites

Une carte pour chaque modalité résulte de cette méthode. La Carte 14 ci-contre présente le résultat pour la modalité forte discrétisée en 5 classes (intervalles égaux).

Carte 14 : Présence d'un aléa fort d'érosion par bassin versant local des masses d'eaux



• ANNEXE 14 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE «DT50 »

1. Objectifs

Caractériser la DT50 du cocktail de molécules appliquées sur le BVL.

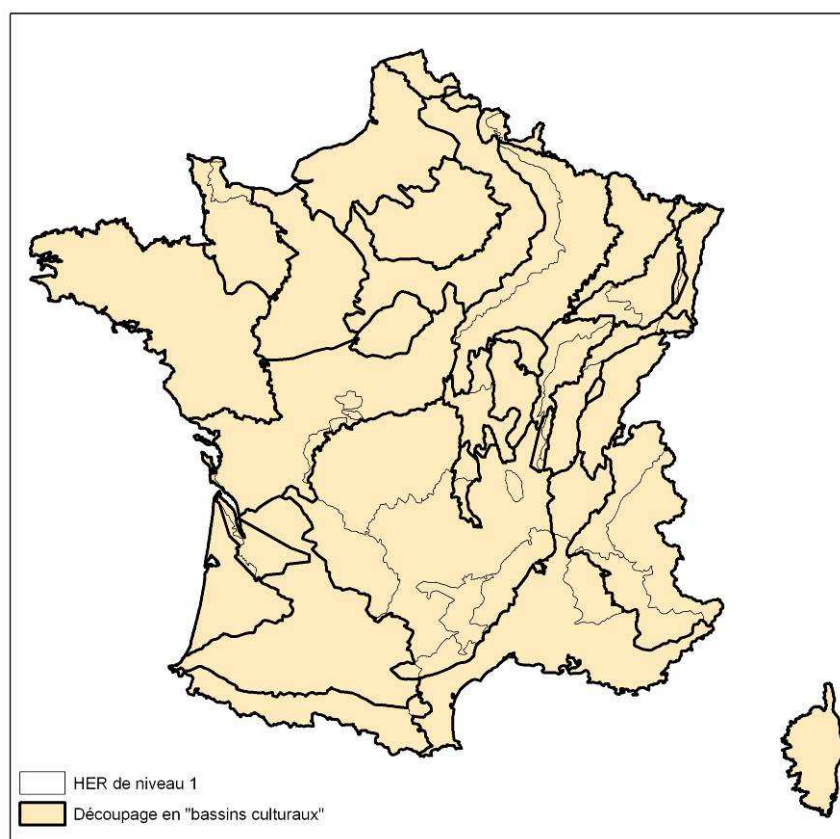
2. Données sources

La Base Nationale des Ventes de Pesticides, année 2010. On extrait à partir de cette BD les propriétés dont la DT50 des molécules vendues à l'échelle de l'HER1 modifiée par les OTEX.

La BNVD n'étant pas utilisable à une échelle trop fine à cause des distributeurs de produits phytosanitaires ayant une très grande aire de vente (vente par correspondance par exemple), nous avons cherché à découper le territoire en grands bassins cultureaux, puis nous avons fait l'hypothèse que le cocktail de produits vendus dans chaque bassin était utilisé de manière homogène sur le bassin.

Ces bassins cultureaux ont été délimités sur la base des hydro-écorégions (HER) (Wasson et al. 2002) et de l'orientation technico-économique des exploitations (Otex). Les HER de niveau 2 adjacents et ayant globalement les mêmes Otex ont été agrégés. Les limites des HER ont été redécoupées pour tenir compte des vignobles (pour les vignobles bien identifiables avec les Otex). La Carte 15 montre le découpage ainsi obtenu.

Carte 15 : Découpage en bassins cultureaux utilisé pour estimer les cocktails de produits phytosanitaires



Les valeurs de DT50 sont classées en 3 catégories suivant le système de classification de l'outil SIRIS-pesticides :

- ▶ <8 jours → faible
- ▶ Entre 8 et 30 jours → moyen
- ▶ > 30 jours → fort

Pour chaque bassin cultural est calculé le pourcentage de substances vendues ayant une DT50 faible (en masse de substances vendues), puis de même pour les 2 autres classes.

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Agrégation probabiliste.

Pour chaque classe de DT50 : moyenne de la valeur affectée à chaque bassin cultural qui intersecte le BVL, pondérée par la surface de l'intersection.

4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

3 modalités d'entrée pour la variable DT50 :

- ▶ Faible
- ▶ Moyen
- ▶ Forte

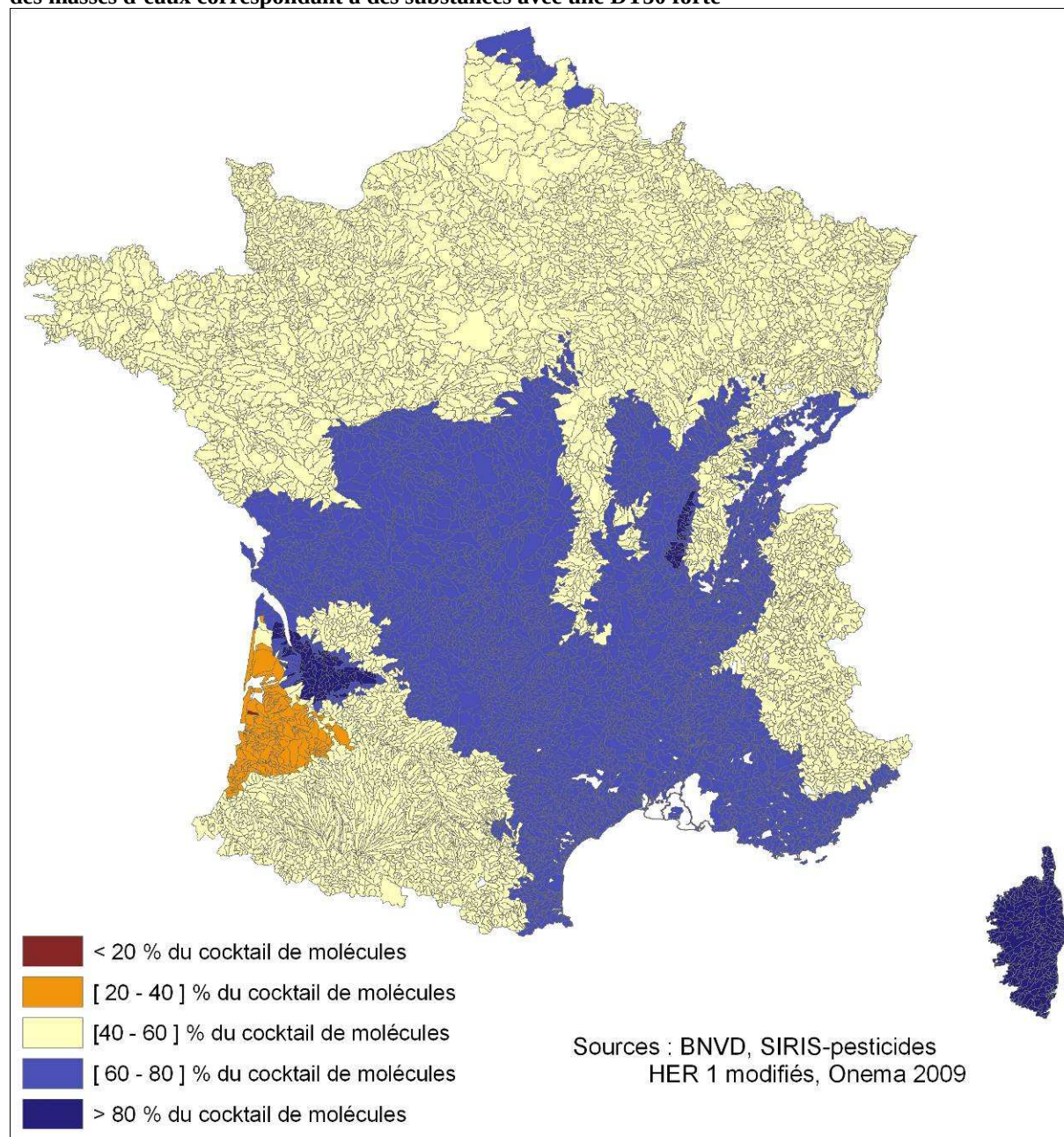
5. Résultats et limites

Une carte pour chaque modalité résulte de cette méthode. La Carte 16 ci-contre présente le résultat pour la modalité forte discrétisée en 5 classes (intervalles égaux).

L'information recueillie est limitée à l'échelle du BVL. Dans la réalité, ces molécules ne sont pas appliquées de manière homogène à l'échelle des bassins culturaux, mais les problèmes de spatialisation de la BNVD (déclaration du code du distributeur) ne nous permettent pas aujourd'hui de descendre à un niveau plus fin dans l'analyse.

Une autre limite est posée par la variabilité de la DT50. En effet, la vitesse de dégradation d'une molécule dépend de nombreux facteurs, notamment du type de sol, donc la DT50 varie également. Or nous considérons ici une unique DT50 pour chaque substance, quel que soit le sol.

Carte 16 : Pourcentage du cocktail de substances phytosanitaires vendues sur chaque bassin versant local des masses d'eaux correspondant à des substances avec une DT50 forte



- **ANNEXE 15 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « KOC »**

1. Objectifs

Caractériser le Koc du cocktail de molécules appliquées sur le BVL.

2. Données sources

Base Nationale des Ventes de Pesticides, année 2010.

Les estimations se font par bassin cultural, de la même façon que pour la DT50 (cf. Annexe 14)

Les valeurs de Koc sont classées en 3 catégories suivant le système de classification SIRIS :

- ▶ <100 L/kg
- ▶ Entre 100 et 1000 L/kg
- ▶ > 1000 L/kg

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Agrégation probabiliste (de la même façon que pour la DT50, cf. Annexe 14)

4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

3 modalités d'entrée pour la variable Koc :

- ▶ Faible
- ▶ Moyen
- ▶ Forte

5. Résultats et limites

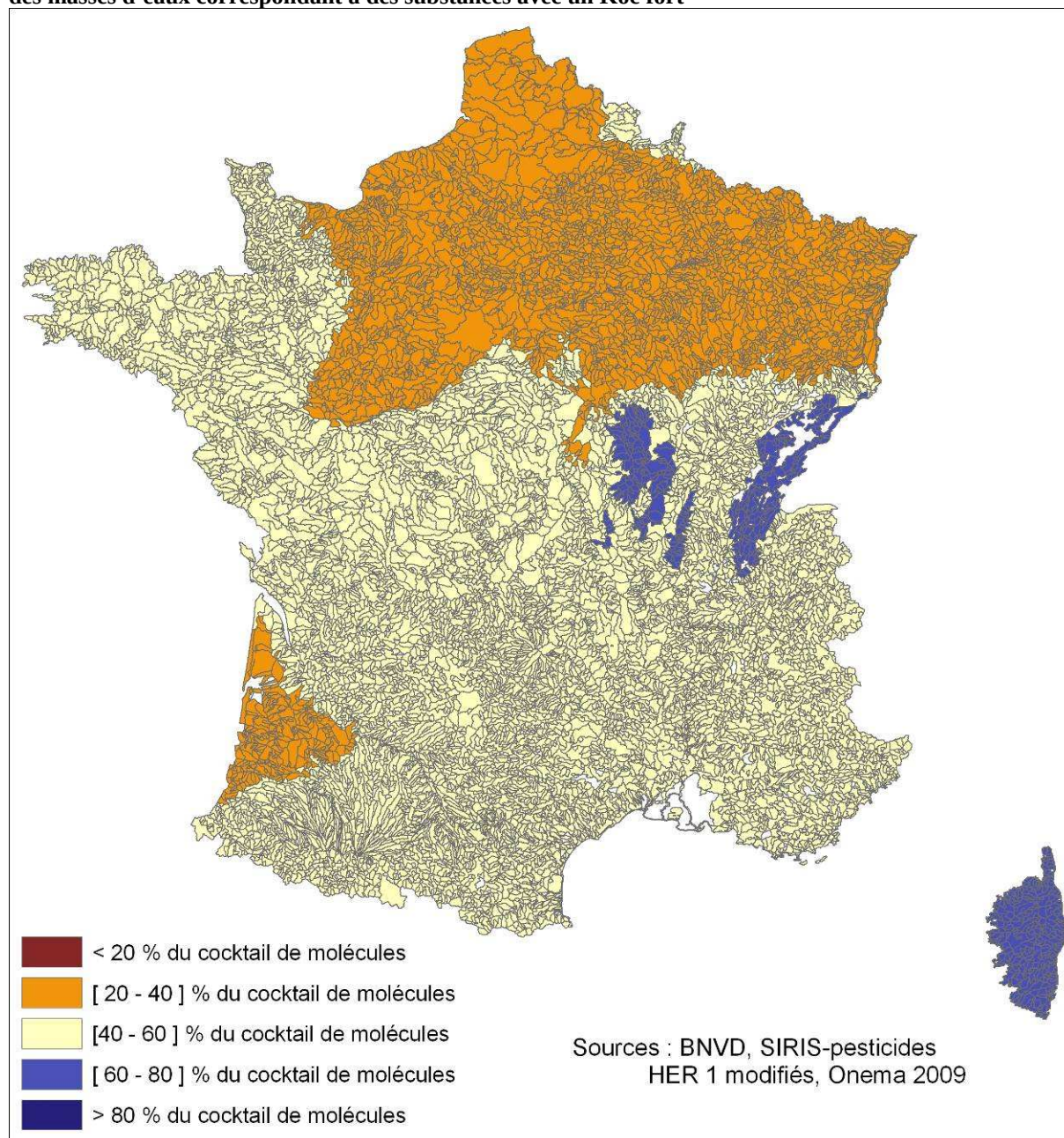
Une carte pour chaque modalité résulte de cette méthode. La carte 17 ci-contre présente le résultat pour la modalité forte discrétisée en 5 classes (intervalles égaux).

L'information recueillie est limitée à l'échelle du BVL. Dans la réalité, ces molécules ne sont pas appliquées de manière homogène à l'échelle des bassins culturaux, mais les problèmes de spatialisation de la BNVD (déclaration du code du distributeur) ne nous permettent pas aujourd'hui de descendre à un niveau plus fin dans l'analyse.

De même que pour la DT50, le fait de considérer une unique valeur de Koc par molécule quel que soit le sol est une limite de la méthode.

De plus, le Koc n'est pas adapté pour décrire le comportement de certaines molécules.

Carte 17 : Pourcentage du cocktail de substances phytosanitaires vendues sur chaque bassin versant local des masses d'eaux correspondant à des substances avec un Koc fort



- **ANNEXE 16 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « SOLUBILITE »**

1. Objectifs

Caractériser la solubilité du cocktail de molécules appliquées sur le BVL.

2. Données sources

Base Nationale des Ventes de Pesticides, année 2010.

Les estimations se font par bassin cultural, de la même façon que pour la DT50 (cf. Annexe 14).

Les valeurs de solubilité sont classées en 3 catégories suivant le système de classification SIRIS :
(en mg/L)

- ▶ <10 → faible
- ▶ Entre 10 et 200 → moyen
- ▶ > 200 → fort

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Agrégation probabiliste (de la même façon que pour la DT50, cf. Annexe 14)

4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

3 modalités d'entrée pour la variable solubilité :

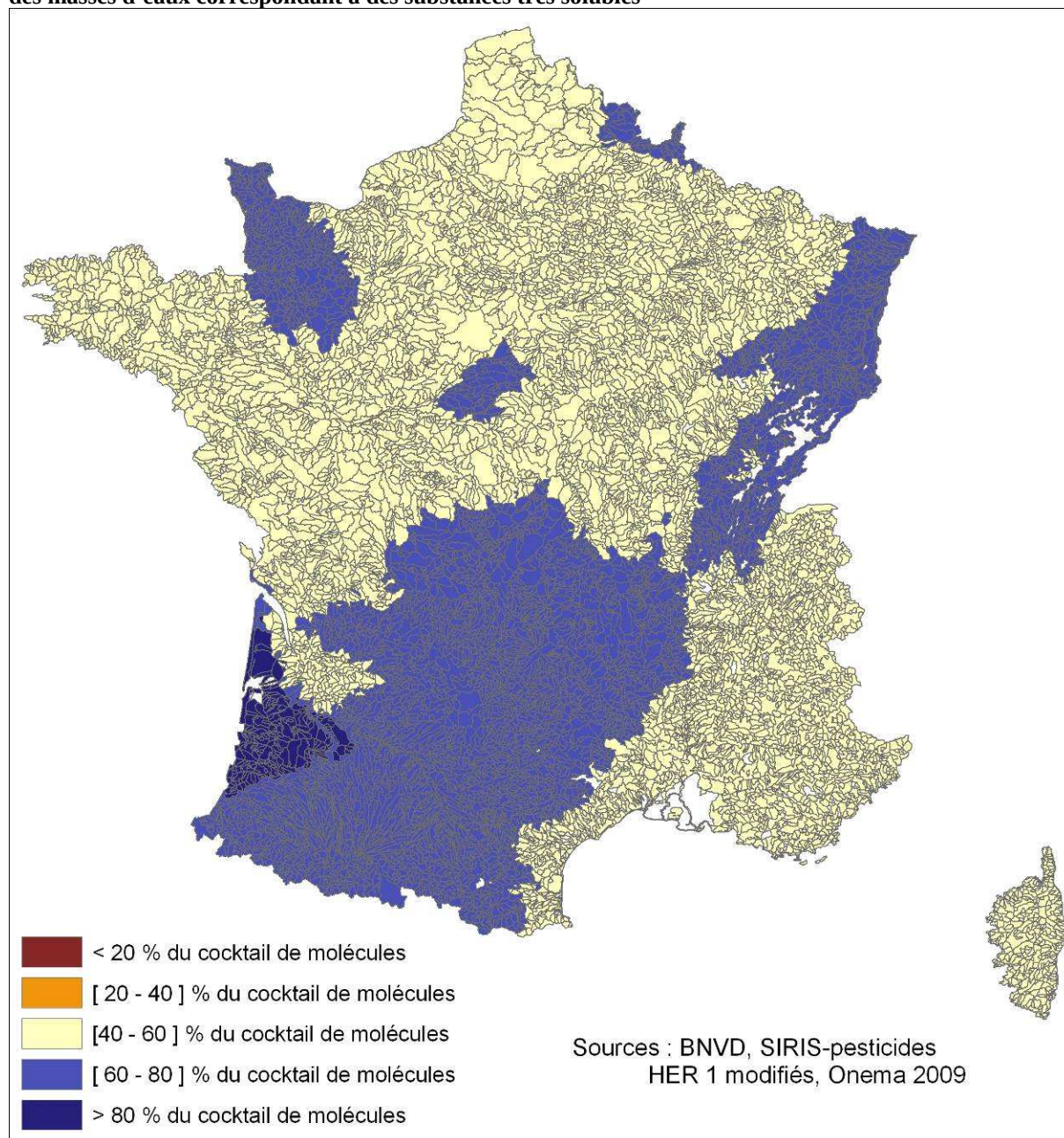
- ▶ Faible
- ▶ Moyenne
- ▶ Forte

5. Résultats et limites

Une carte pour chaque modalité résulte de cette méthode. La carte 18 ci-contre présente le résultat pour la modalité forte discrétisée en 5 classes (intervalles égaux).

L'information recueillie est limitée à l'échelle du BVL. Dans la réalité, ces molécules ne sont pas appliquées de manière homogène à l'échelle des bassins culturels, mais les problèmes de spatialisation de la BNVD (déclaration du code du distributeur) ne nous permettent pas aujourd'hui de descendre à un niveau plus fin dans l'analyse.

Carte 18 : Pourcentage du cocktail de substances phytosanitaires vendues sur chaque bassin versant local des masses d'eaux correspondant à des substances très solubles



- **ANNEXE 17 : FICHE SYNTHETIQUE POUR ESTIMER LA VARIABLE « PRESSION PRODUITS PHYTOSANITAIRES »**

1. Objectifs

Caractériser la dépense en produits phytosanitaires tous produits confondus par superficie des BVL des masses d'eau, de manière à prendre en compte l'effet dilution selon la taille du bassin, pour les 2 périodes de l'année identifiées dans ARPEGES (avril à octobre et novembre à mars). La variable «Pression produits phytosanitaires » est alors exprimée en euros/ha de BVL.

2. Données sources

La donnée source choisie pour estimer la « pression produits phytosanitaires » est la donnée **RICA 2006**.

Cette donnée apporte une connaissance des dépenses en produits phytosanitaires tous produits confondus à l'échelle de la PRA (Petite Région Agricole).

La pression phytosanitaire a été répartie entre les 2 périodes de l'année par expertise de la même manière sur tout le territoire, faute de données adéquates sur la saisonnalité des applications de produits phytosanitaires. Il a été décidé d'affecter 70 % de la pression à la période avril-octobre, et donc 30 % à la période novembre-mars, en considérant que les cultures d'hiver représentent une moindre surface que les cultures de printemps et que les cultures pérennes sont traitées surtout au printemps. Les applications de produits phytosanitaires de novembre à mars correspondent essentiellement aux herbicides (et molluscicides lors des automnes doux et humides) sur céréales d'hiver dans les régions où ces cultures sont désherbées en automne ou fin d'hiver.

3. Calcul à l'échelle du BVL

Cas de relation spatiale entre la donnée source et les BVL :

Cas n°2 : le BVL et les entités de la donnée se recouvrent

Méthode :

Désagrégation-réagrégation

Variable de contrôle :

Superficies agricoles estimées à partir de la donnée CORINE Land Cover (CLC) 2006

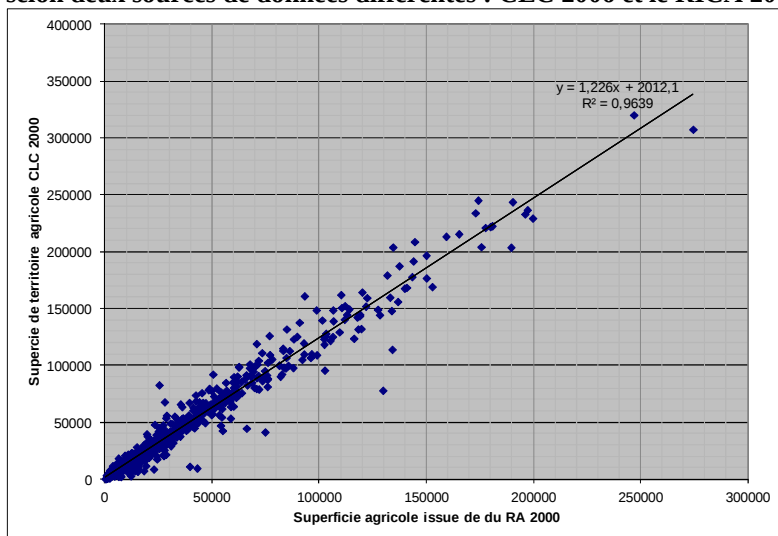
Hypothèse :

On suppose qu'au sein d'une PRA la dépense globale de pesticides est uniforme quelque soit le type de cultures et de pratiques.

Détails :

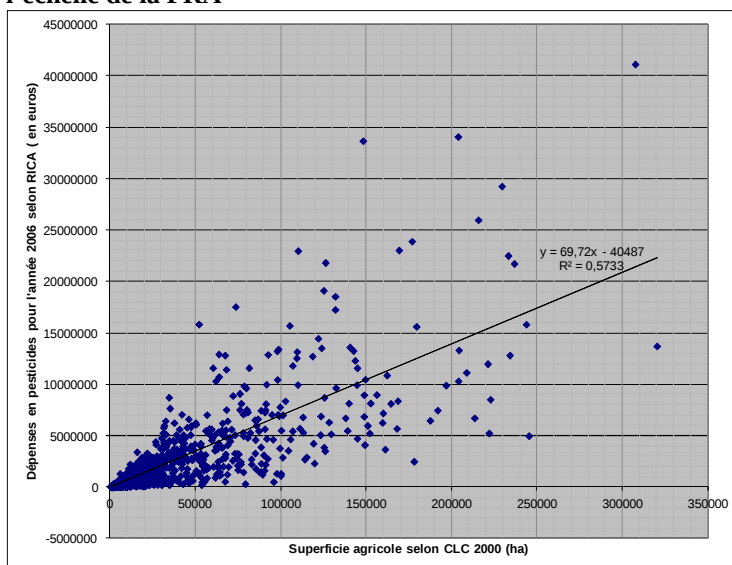
- a) De manière à évaluer la capacité de CLC à estimer les superficies agricoles (code Corine 2), la corrélation entre la valeur de la statistique de la SAU (Surface Agricole Utile) issue de RICA 2006 et celle de la superficie de territoire agricole de CLC 2006 a été analysée à l'échelle de la PRA. D'après les résultats présentés Figure 20, on observe une très bonne corrélation ($R^2=0.96$) entre la superficie de territoire agricole de CLC 2006 et celle recensée dans le RICA 2006 à l'échelle de la PRA. CLC est donc une source de données fiable pour estimer la superficie agricole au sein d'une PRA.

Figure 20 : Analyse de la corrélation des superficies agricoles à l'échelle de la PRA estimée selon deux sources de données différentes : CLC 2006 et le RICA 2006



- b) De manière à évaluer la pertinence de la variable de contrôle, la corrélation entre la valeur de la statistique RICA (dépense en pesticides) et celle de la superficie agricole à l'échelle de la PRA a été analysée. D'après les résultats présentés Figure 21, 57 % environ des dépenses de pesticide à l'échelle de la PRA sont expliquées par la présence de territoire agricole issue de CLC 2006 dans cette entité spatiale. Même si la PRA regroupe des communes formant une zone d'agriculture homogène (avec une vocation agricole dominante), on s'aperçoit que le lien entre dépense globale de pesticides et superficie agricole n'est pas si évident, la dépense peut dépendre également par exemple du modèle agricole suivi par type de culture (du modèle intensif au modèle biologique) et de la différence des prix de produits utilisés. On considèrera tout de même d'après cette analyse de corrélation que la surface territoire agricole issue de CLC 2006 est une variable de contrôle assez pertinente pour répartir les dépenses de pesticides au sein de la PRA.

Figure 21 : Analyse de la corrélation entre les dépenses en produits phytosanitaires tout produit confondu de RICA 2006 et les superficies agricoles estimées à partir de CLC 2006 à l'échelle de la PRA



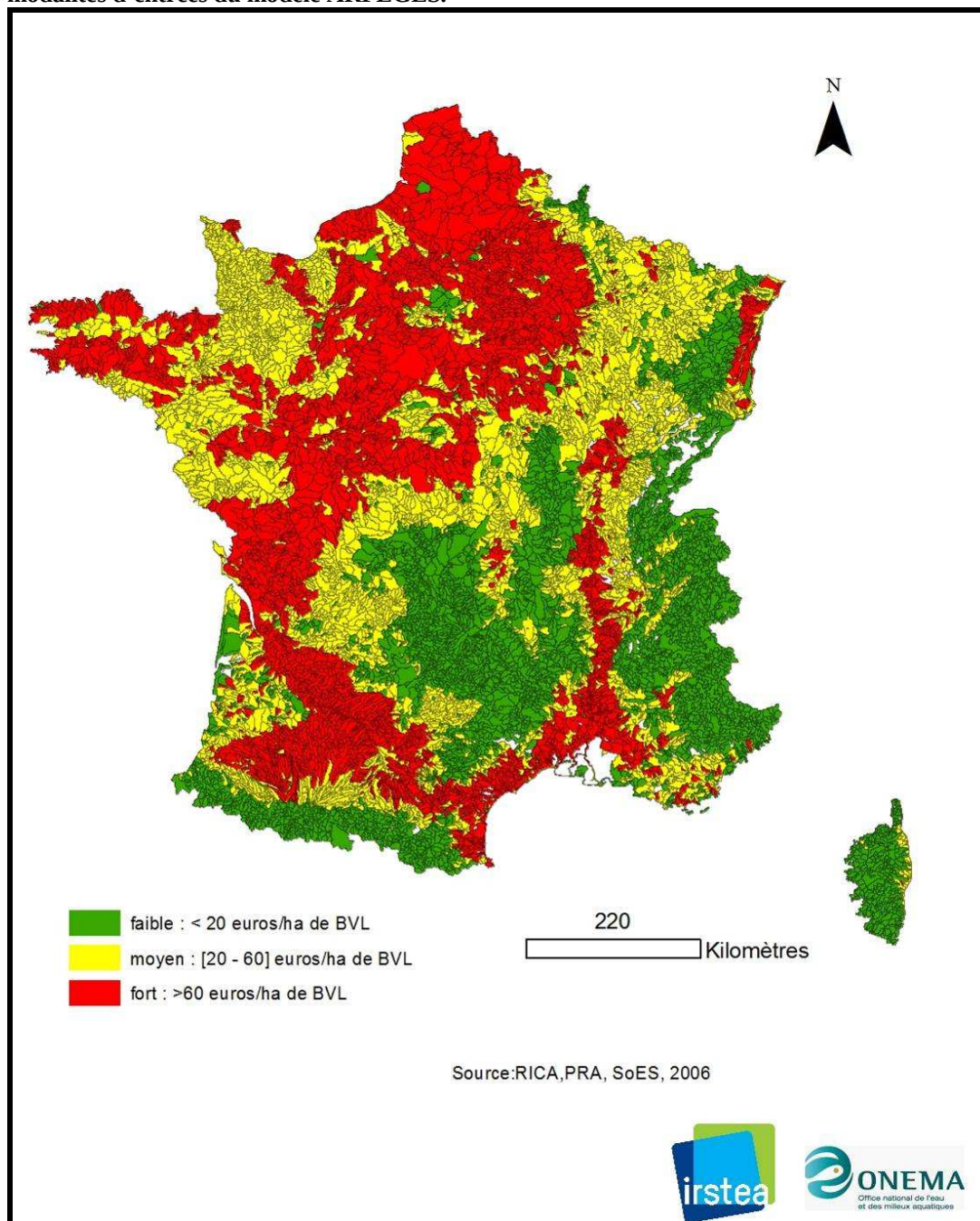
4. Rappel des modalités que peut prendre la variable dans ARPEGES

- ▶ <10 €/ha → pression faible
- ▶ De 10 à 30 €/ha → moyenne
- ▶ > 30 €/ha → forte

5. Résultats et limites

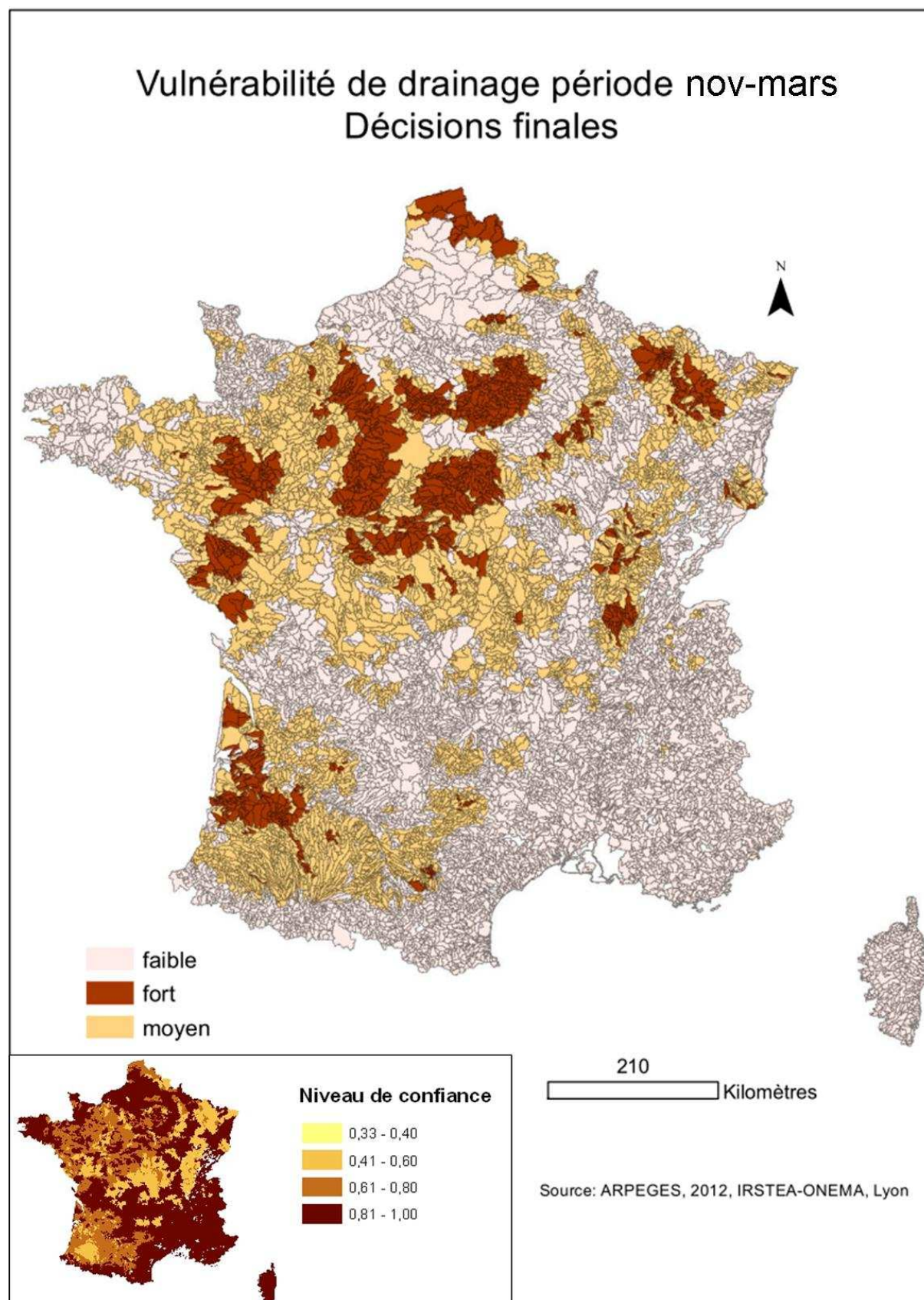
La carte 19 ci-dessous présente les dépenses pesticides en euros par ha de BVL avec une discrétisation selon les classes d'état définies dans le modèle. Elle donne une indication dans le modèle sur les quantités de pesticides appliquées tous produits confondus par BVL en faisant l'hypothèse que 1- tous les produits achetés par les agriculteurs sont appliqués sur l'année d'achat ; et 2- que les dépenses sont équivalentes quelque soit le type de culture et pratique au sein d'une PRA. Ces hypothèses sont à prendre en compte dans l'interprétation de cette carte.

Carte 19 : Dépenses de pesticides pour chaque bassin versant local des masses d'eaux discrétisées selon les modalités d'entrées du modèle ARPEGES.

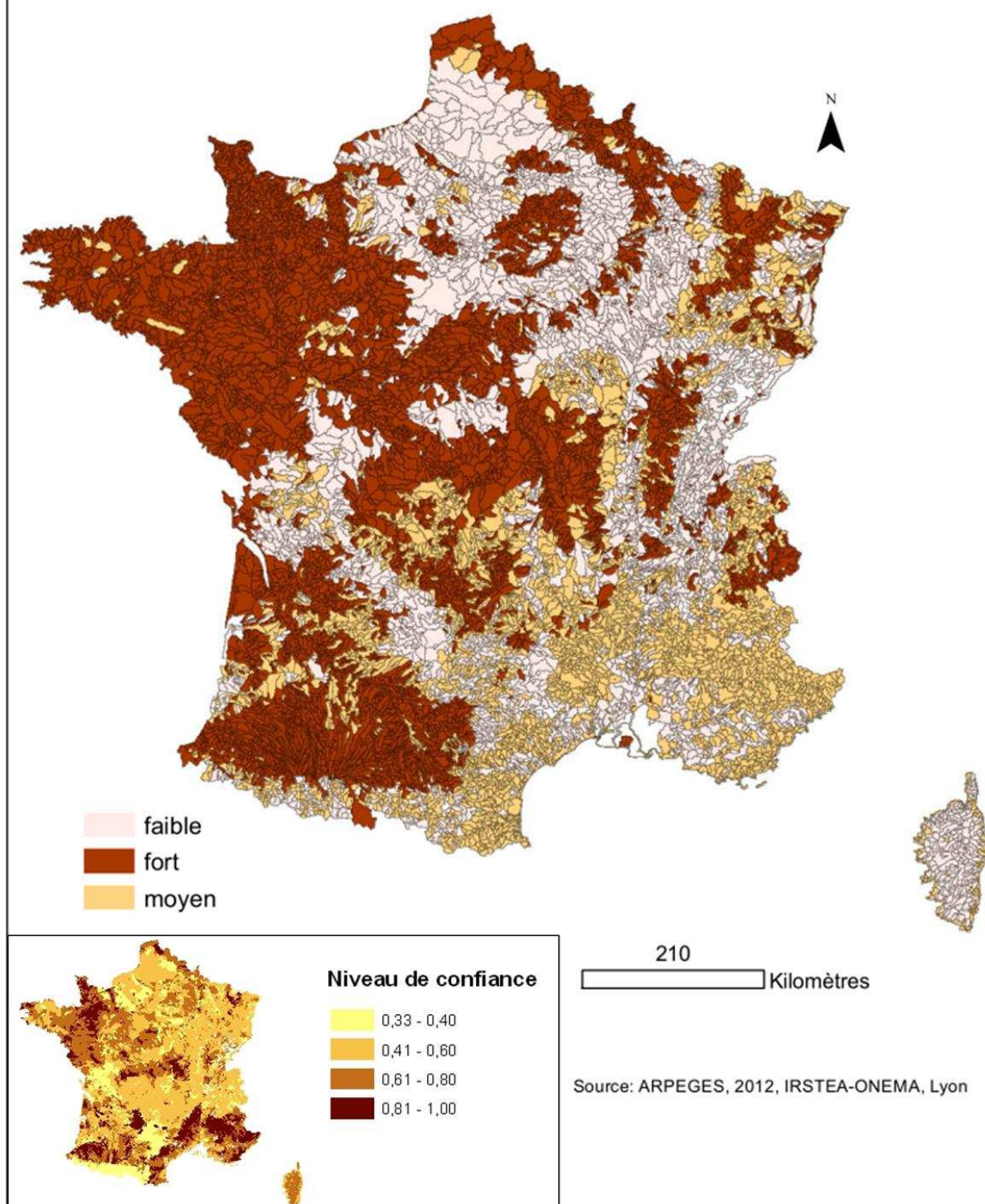


Une autre limite très importante est que la pression a été saisonnalisée de la même manière pour tout le territoire. Or, la proportion entre culture de printemps et cultures d'hiver, ainsi que les dates d'application, ne sont pas uniformes mais varient d'une région à l'autre.

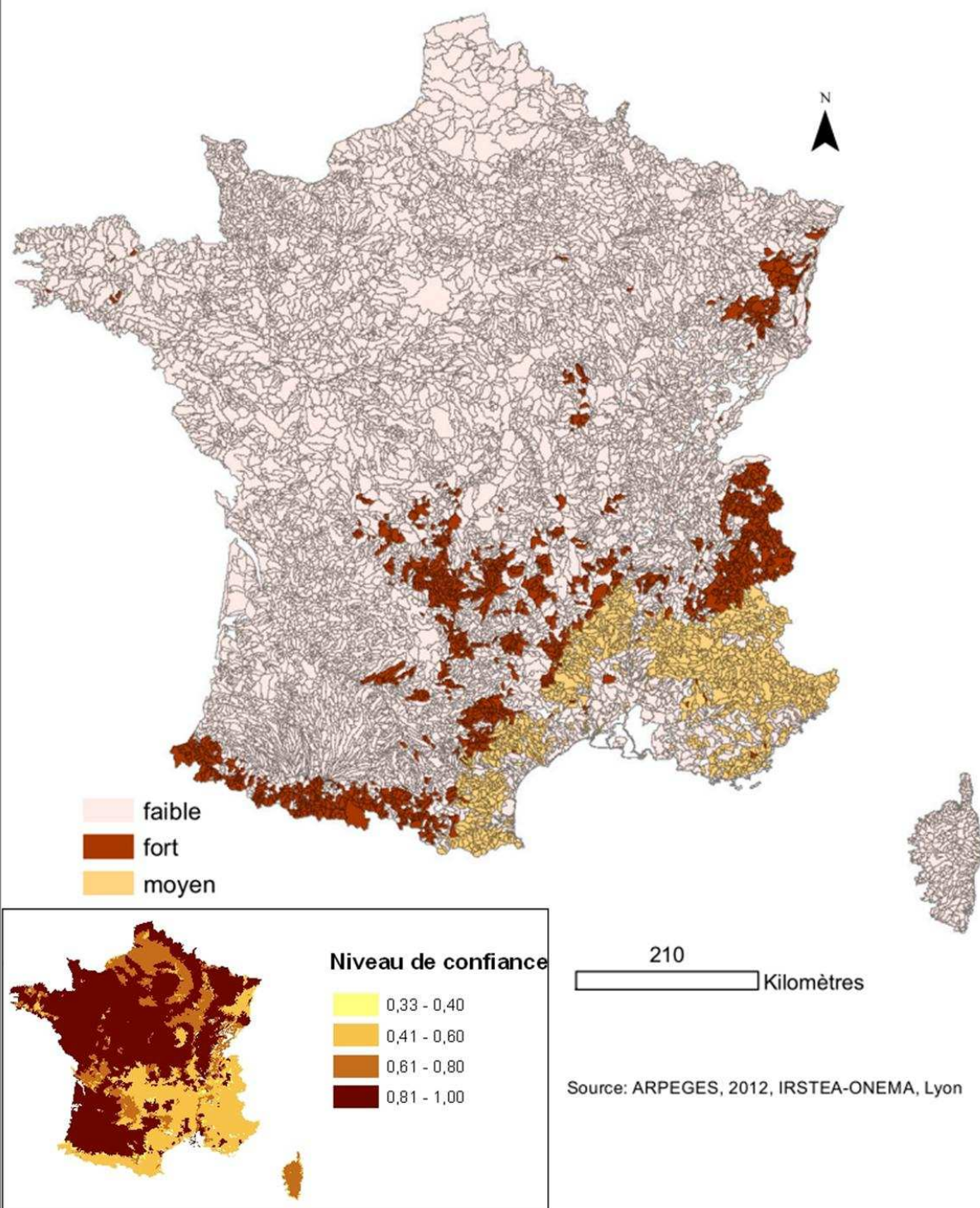
1. Novembre à mars



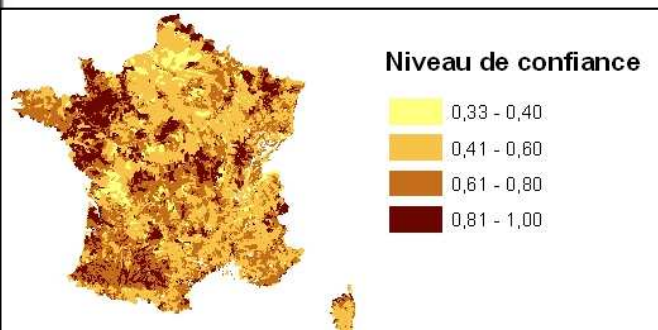
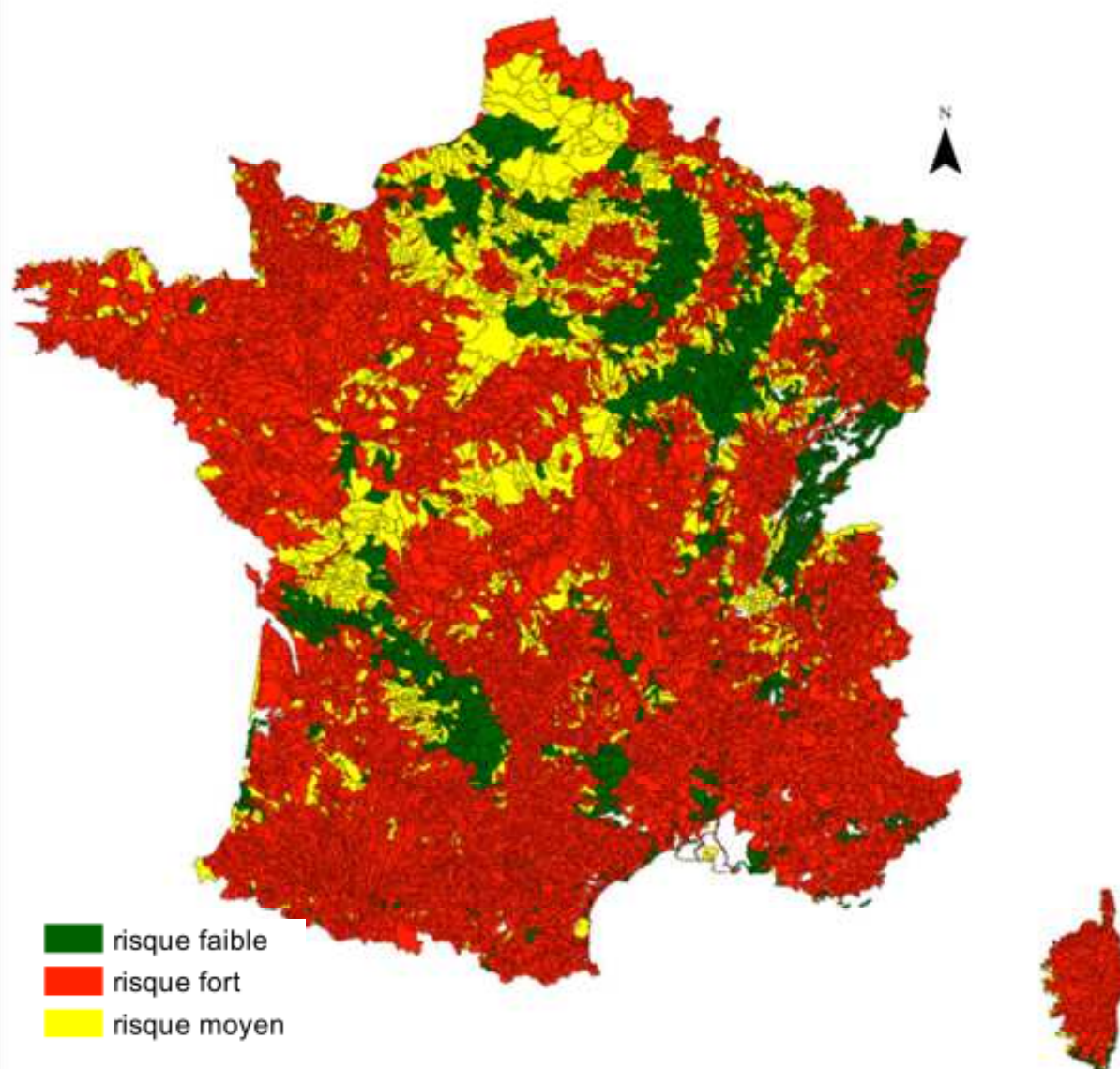
Vulnérabilité de ruissellement période nov-mars Décisions finales



Vulnérabilité subsurface période nov-mars Décisions finales



Vulnérabilité spécifique aigue période nov-mars Décisions finales

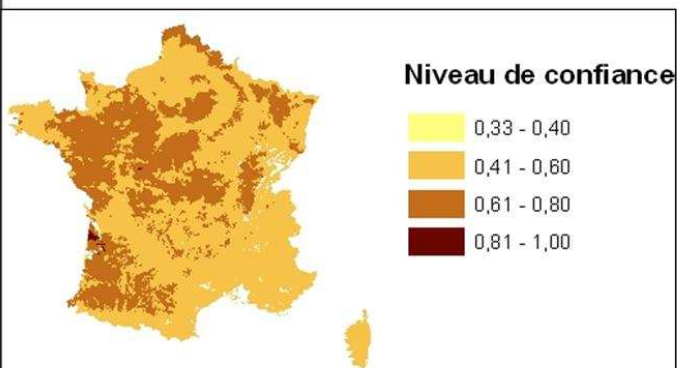
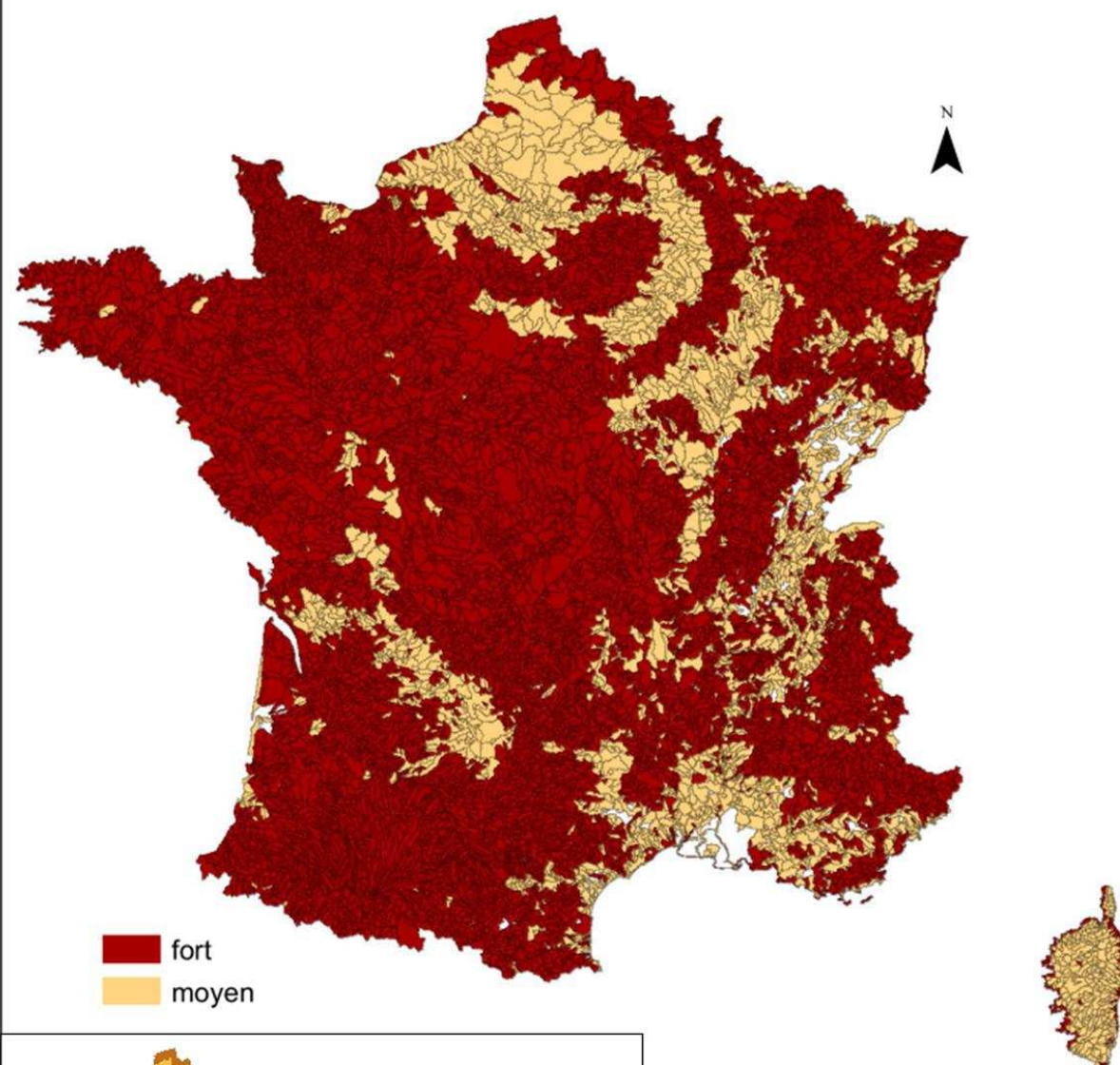


200
Kilomètres

Source: ARPEGES, 2012, IRSTEA-ONEMA, Lyon



Vulnérabilité spécifique chronique période nov-mars Décisions finales



Niveau de confiance

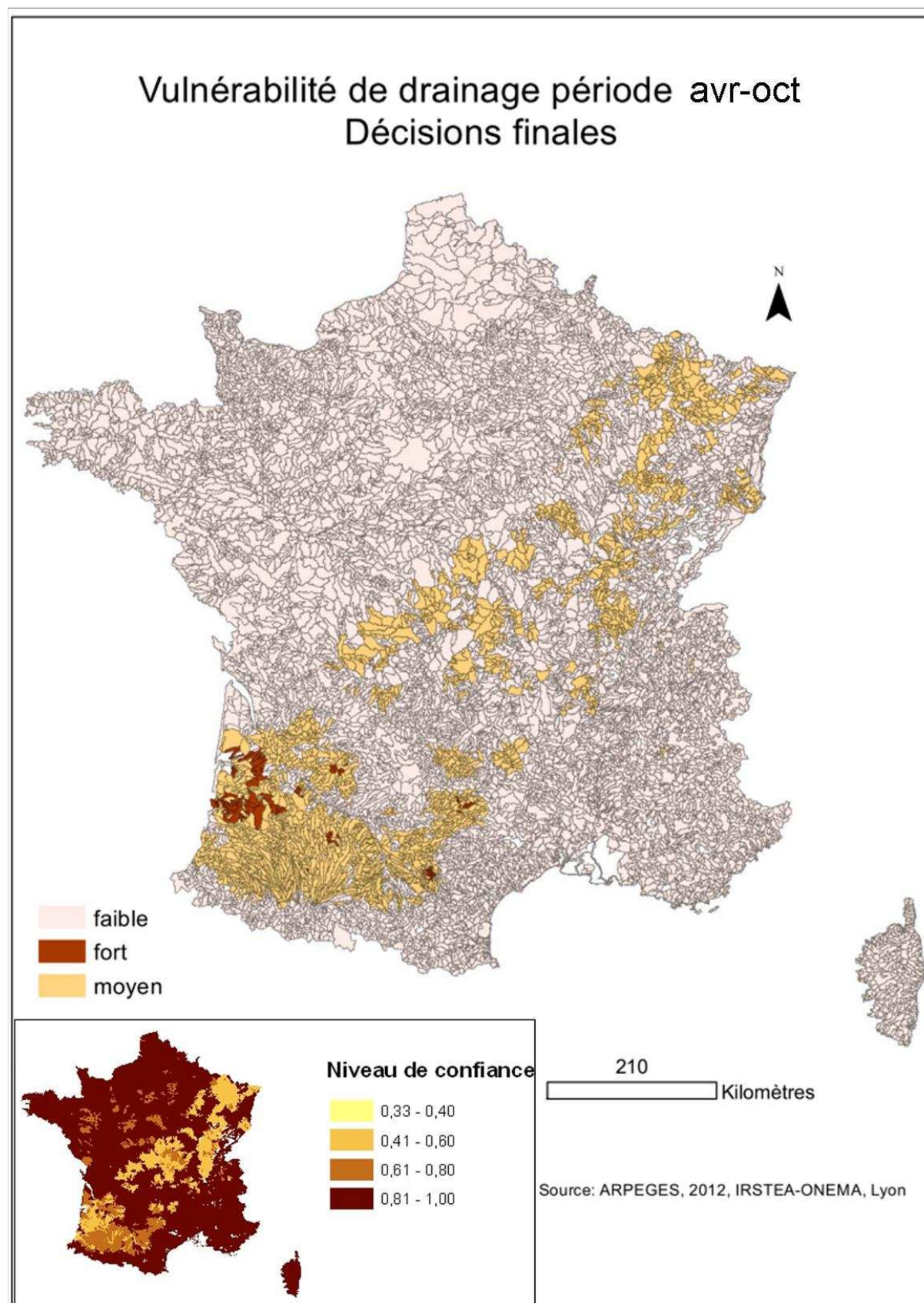
0,33 - 0,40
0,41 - 0,60
0,61 - 0,80
0,81 - 1,00

210

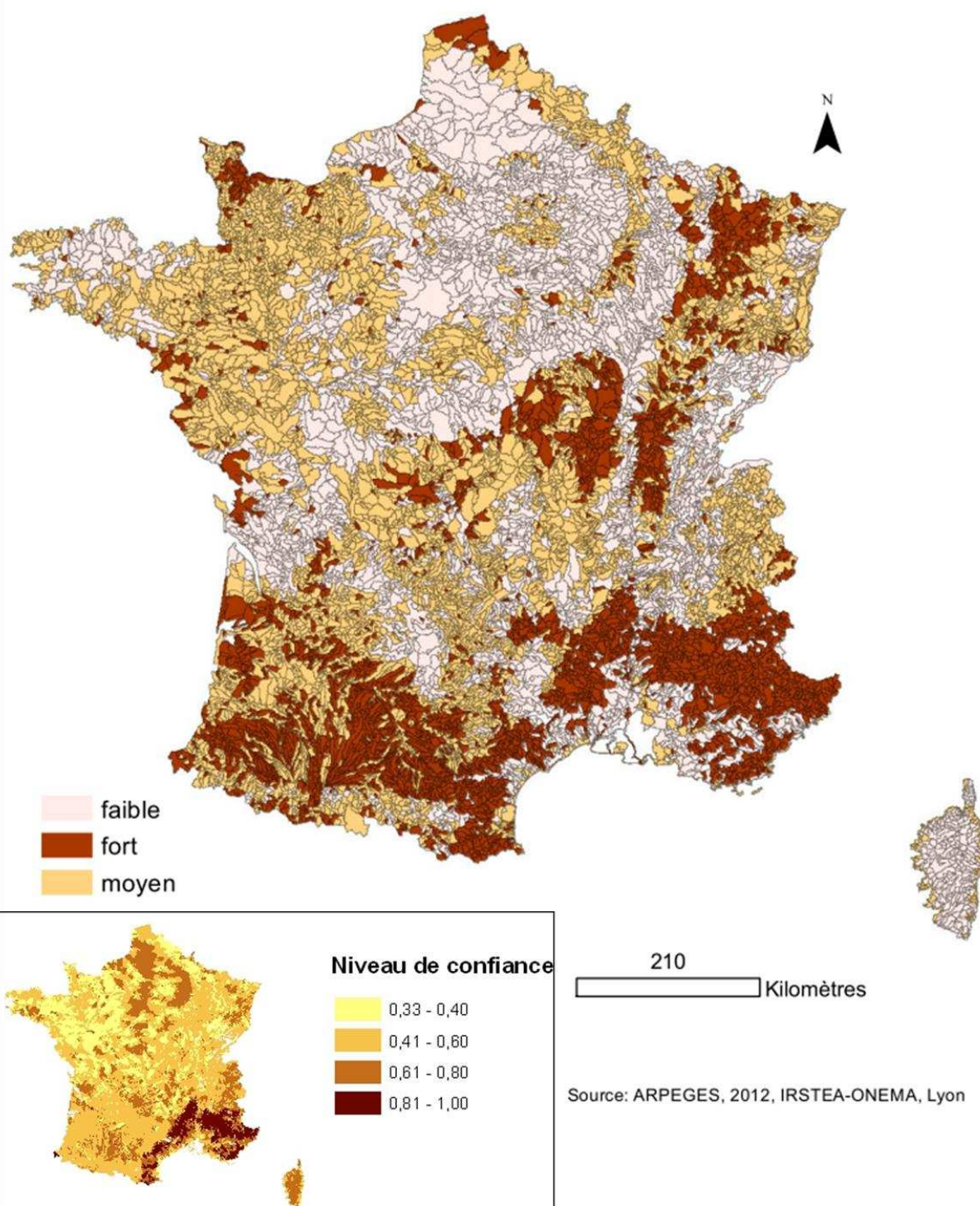
Kilomètres

Source: ARPEGES, 2012, IRSTEA-ONEMA, Lyon

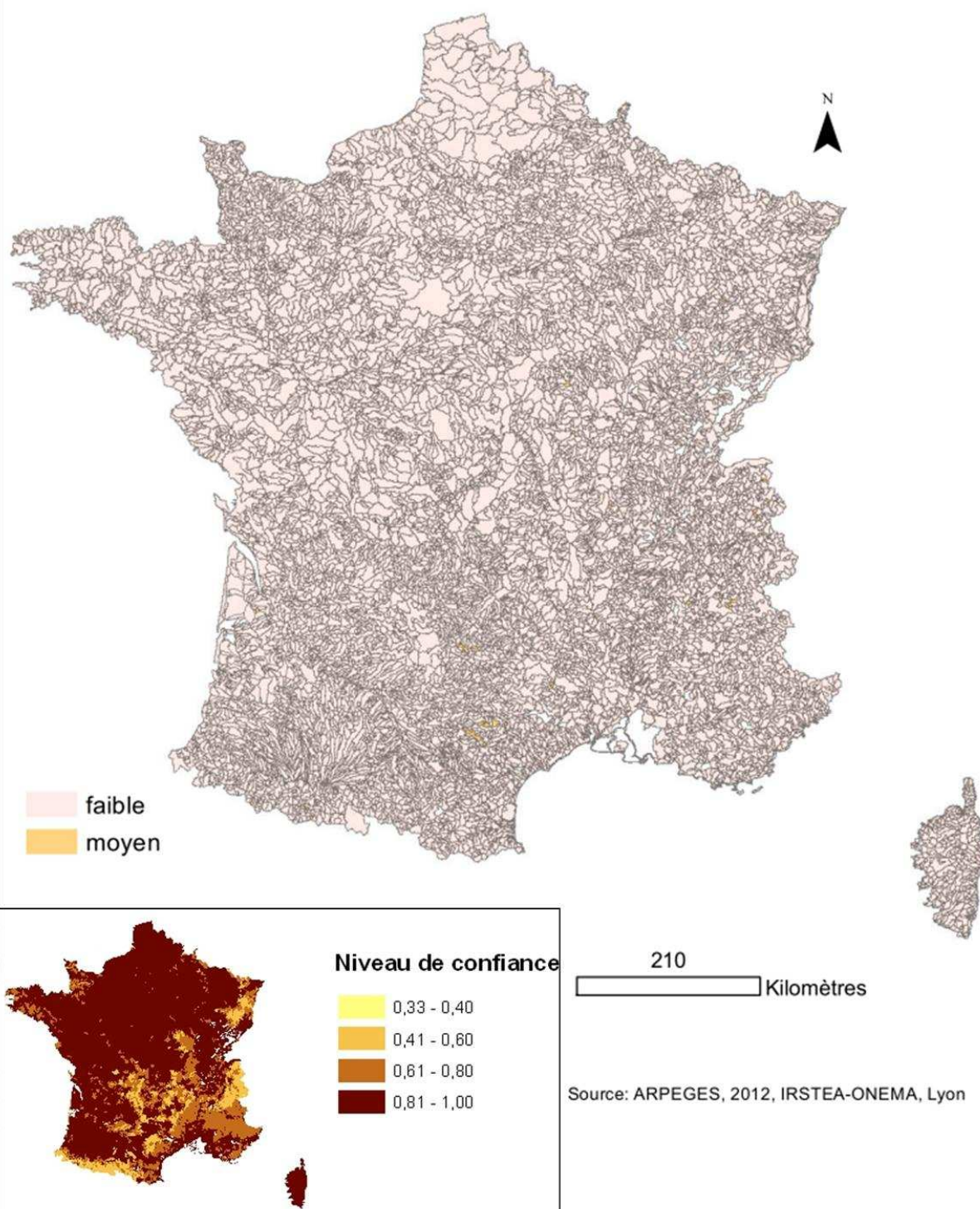
2. Avril à octobre



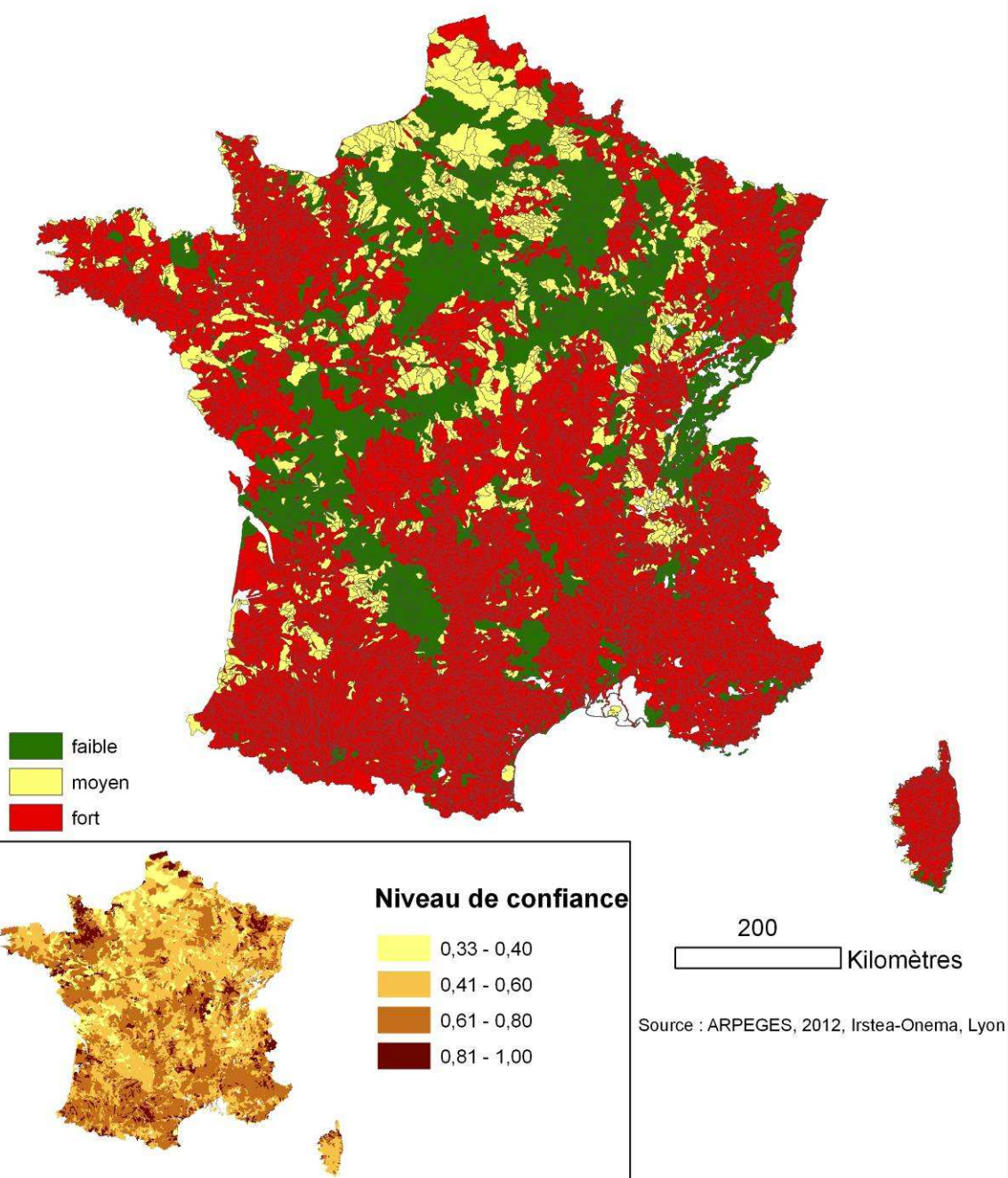
Vulnérabilité de ruissellement période avr-oct Décisions finales



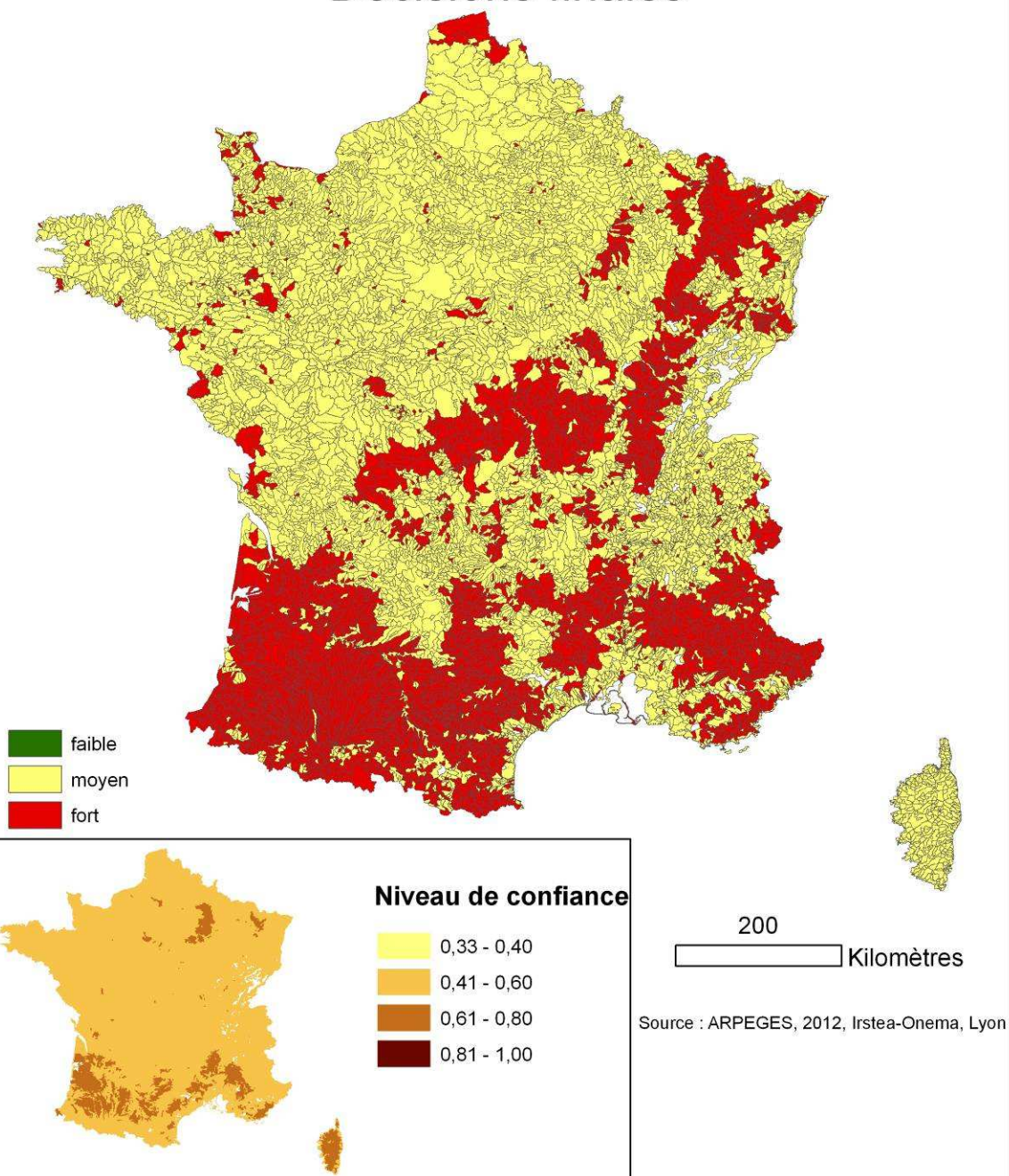
Vulnérabilité subsurface période avr-oct Décisions finales



Vulnérabilité spécifique aigue, période avr-oct Décisions finales



Vulnérabilité spécifique chronique, période avr-oct Décisions finales



- **Annexe 19 : Résultats du projet ARPEGES - Notice d'explication**

Les résultats sont fournis sous forme de tables qui peuvent être jointes à la couche SIG des bassins versants locaux des masses d'eau (BVME.shp) pour des représentations cartographiques.

Les tables sont sous forme de fichier DBF qui peuvent être ouverts par des logiciels de SIG (ArcGIS par exemple), des tableurs (LibreOffice Calc par exemple) ou des logiciels de gestion de bases de données. Les fichiers ATX sont utilisés par ArcGIS en association aux fichiers DBF.

Nom du fichier	Variable correspondante
risque_cont_aigue_ete_stats	Risque de contamination aigue d'avril à octobre
risque_cont_chro_ete_stats	Risque de contamination chronique d'avril à octobre
vul_intr_drainage_ete_stats	Vulnérabilité intrinsèque aux transferts par drainage d'avril à octobre
vul_intr_ruissell_ete_stats	Vulnérabilité intrinsèque aux transferts par ruissellement d'avril à octobre
vul_intr_subsurf_ete_stats	Vulnérabilité intrinsèque aux transferts subsurfaciques d'avril à octobre
vul_spe_aigue_ete_stats	Vulnérabilité spécifique aigue d'avril à octobre
vul_spe_chro_ete_stats	Vulnérabilité spécifique chronique d'avril à octobre
risque_cont_aigue_hiver_stats	Risque de contamination aigue de novembre à mars
risque_cont_chro_hiver_stats	Risque de contamination chronique de novembre à mars
vul_intr_drainage_hiver_stats	Vulnérabilité intrinsèque aux transferts par drainage de novembre à mars
vul_intr_ruissell_hiver_stats	Vulnérabilité intrinsèque aux transferts par ruissellement de novembre à mars
vul_intr_subsurf_hiver_stats	Vulnérabilité intrinsèque aux transferts subsurfaciques de novembre à mars
vul_spe_aigue_hiver_stats	Vulnérabilité spécifique aigue de novembre à mars
vul_spe_chro_hiver_stats	Vulnérabilité spécifique chronique de novembre à mars

Nom du champ	Signification
IDBV	Identifiant de la masse d'eau
CLASSE	Décision finale, c'est-à-dire niveau de risque qui a la plus grande probabilité dans le bassin versant considéré
FAIBLE	Probabilité du niveau de risque « faible »
MOYEN	Probabilité du niveau de risque « moyen »
FORT	Probabilité du niveau de risque « fort »
PROB_CLASS	Niveau de confiance, c'est-à-dire probabilité de la décision finale
STAB_CLASS	Stabilité de la décision finale, c'est-à-dire écart entre les deux plus fortes probabilités. Plus elle tend vers 1, plus la décision est stable.

