



Année de programmation 2016 - Thème « Pollutions Diffuses » - Action n°107

Guide pour l'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque aux transferts hydriques de contaminants d'origine agricole dans le cas d'une Aire d'Alimentation de Captage à transferts mixtes

Présentation de la méthode et exemple d'application

Rapport final

Clotaire CATALOGNE (Irstea)
Guy LE HENAFF (Irstea)
Nadia CARLUER (Irstea)

Février 2016

En partenariat avec Eau de Paris



- **AUTEURS**

Clotaire CATALOGNE, Ingénieur de recherche (Irstea, UR MALY, Equipe Pollutions Diffuses),
clotaire.catalogne@irstea.fr

Guy LE HENAFF, Ingénieur agronome (Irstea, UR MALY, Equipe Pollutions Diffuses),
guy.le-henaff@irstea.fr

Nadia CARLUER, Ingénieur Chercheur (Irstea, UR MALY, Equipe Pollutions Diffuses),
nadia.carluer@irstea.fr

- **CORRESPONDANTS**

Onema : Claire BILLY, Chargée de mission "Qualité de l'eau et territoires ruraux" (ONEMA,
Direction de l'Action Scientifique et Technique), claire.billy@onema.fr

- **COMITÉ DE SUIVI**

Frédéric BARREZ, Hydrogéologue (Eau de Paris)

Cécile DAGES, Chargée de recherche (INRA)

Jean-François VERNOUX, Hydrogéologue (BRGM)

Christelle BESSE, Responsable du pôle Agriculture et Environnement (SCE)

Xavier LOUCHART, Ingénieur Agronome (Envilys)

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : national

Couverture géographique : France

Niveau de lecture : professionnels, experts

Remerciements : les auteurs tiennent à remercier Eau de Paris pour la fourniture des données sur l'Aire d'Alimentation de Captage de la Vigne



**Guide pour l'évaluation de la
vulnérabilité intrinsèque aux
transferts hydriques de
contaminants d'origine agricole dans
le cas d'une Aire d'Alimentation de
Captage à transferts mixtes**
Rapport final
Clotaire Catalogne, Guy Le Hénaff,
Nadia Carluer



- **RÉSUMÉ**

Ce guide présente une méthode destinée à évaluer la vulnérabilité intrinsèque des captages vis-à-vis des transferts hydriques de contaminants d'origine agricole, qu'ils soient souterrains ou superficiels. La méthode permet ainsi d'aborder le cas des captages à « transferts mixtes » pour lesquels il n'existait pas de solution satisfaisante pour évaluer la vulnérabilité.

Après un rappel concernant l'identification et la délimitation d'une Aire d'Alimentation de Captage à transferts mixtes, ce guide donne le détail de la méthode proposée. Une seconde partie est consacrée à la présentation d'un cas d'étude type à l'échelle d'une Aire d'Alimentation de Captage, tel qu'il pourrait être mené par un chargé d'étude.

- **MOTS CLÉS (THÉMATIQUE ET GÉOGRAPHIQUE) : AIRE D'ALIMENTATION DE CAPTAGE, VULNÉRABILITÉ INTRINSÈQUE, TRANSFERTS HYDRIQUES, POLLUTIONS DIFFUSES AGRICOLES**



**Guide pour l'évaluation de la
vulnérabilité intrinsèque aux
transferts hydriques de
contaminants d'origine agricole dans
le cas d'une Aire d'Alimentation de
Captage à transferts mixtes**
Rapport final
Clotaire Catalogne, Guy Le Hénaff,
Nadia Carluer



- **VULNERABILITY ASSESSMENT OF WATER CATCHMENT AREA TO WATER TRANSFERS OF AGRICULTURAL POLLUTANTS – METHODOLOGY AND STUDY CASE EXAMPLE**
- **ABSTRACT**

This guide presents a method to assess the vulnerability of water catchment areas to agricultural pollutants hydric transfers. In particular, this method allows to deal with the case of water catchment areas where "mixed transfers" (both subterranean and superficial transfers) are observed.

After reminding the way to identify and delineate water catchment areas where "mixed transfers" are observed, this guide presents in detail the proposed method. A second part is dedicated to the presentation of a typical study case at the scale of a water catchment area to illustrate how to apply the method in practice.

- **KEY WORDS (THEMATIC AND GEOGRAPHICAL AREA) : WATER CATCHMENT AREA, VULNERABILITY, WATER TRANSFERS, AGRICULTURAL NON-POINT SOURCE POLLUTION**



Guide pour l'évaluation de la
vulnérabilité intrinsèque aux
transferts hydriques de
contaminants d'origine agricole dans
le cas d'une Aire d'Alimentation de
Captage à transferts mixtes
Rapport final
Clotaire Catalogne, Guy Le Hénaff,
Nadia Carluer



- **SYNTHÈSE POUR L'ACTION OPÉRATIONNELLE**

Ce guide présente une méthode destinée à évaluer la vulnérabilité intrinsèque des captages vis-à-vis des transferts hydriques de contaminants d'origine agricole (nitrates et pesticides principalement). Dans la continuité des travaux menés par le BRGM et Irstea sur la vulnérabilité des captages d'eau souterraines et d'eau de surface, il est ici question de proposer une approche plus générale, adaptée au cas de captages où les transferts comprennent à la fois des composantes superficielles et souterraines (transferts mixtes).

Le guide est avant tout destiné aux prestataires des études de vulnérabilité. Dans une première partie, il apporte des éléments techniques détaillés pour la mise en œuvre de la méthode. Une seconde partie illustre un cas d'application concret à l'échelle d'une Aire d'Alimentation de Captage (AAC) tel qu'il pourrait être mené par un chargé d'étude.

Cette synthèse vient en complément du guide proprement dit et s'adresse en priorité aux porteurs de projet et animateurs de territoire. Il s'agit notamment d'apporter un regard plus opérationnel sur la démarche, le déroulé et les résultats attendus de ce type d'étude en vue de la rédaction d'un CCTP (et afin de juger du bon déroulement de l'étude).

Contexte, objectif et résultats attendus de l'étude de vulnérabilité

La contamination des ressources en eau par les pollutions diffuses constitue une problématique relativement préoccupante et assez généralisée sur le territoire national. Il s'agit notamment d'un enjeu sanitaire important, lorsque cette pollution touche des ressources destinées à l'alimentation en eau potable. Ainsi les pouvoirs publics, sous l'impulsion de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau, imposent de prendre des mesures de protection adaptées des Aires d'Alimentation de Captage dont les niveaux de contamination des eaux captées dépassent (ou risquent de dépasser) certaines normes de potabilité, qu'il s'agisse des nitrates ou des pesticides. La mise en œuvre d'actions préventives (changement de pratiques, zones tampons) doit alors permettre de retrouver ou préserver une eau de qualité et limiter le recours à des traitements de potabilisation très coûteux.

La démarche de protection d'un captage contre les pollutions diffuses comporte plusieurs phases successives et complémentaires en commençant par un certain nombre d'études préalables visant à :

- a) caractériser l'état initial de la ressource (nature de la contamination) ;
- b) identifier les contours de l'Aire d'Alimentation du Captage (AAC) et déterminer les types de transfert mis en jeu dans la contamination des eaux prélevées ;
- c) cartographier la vulnérabilité du milieu, en fonction des modes de transferts identifiés et indépendamment des pressions (on parle alors de vulnérabilité intrinsèque) ;

- d) identifier les pressions exercées par les activités potentiellement polluantes sur le territoire et analyser le contexte socio-économique dans lequel elles interviennent.

Ces éléments de diagnostic sont ensuite confrontés pour localiser les zones les plus pertinentes pour la mise en œuvre d'un programme d'action efficace et durable au regard des enjeux de protection de la ressource comme au regard des enjeux socio-économiques. Cette dernière étape doit également s'accompagner de mesures de suivi à court et moyen termes pour évaluer l'efficacité du programme d'action engagé et, si besoin, faire évoluer celui-ci.

Dans la continuité de l'étude de délimitation de l'AAC (et en lien avec elle)¹, l'étude de vulnérabilité doit permettre de **localiser les zones les plus sensibles aux transferts de contaminants vers la ressource prélevée afin d'optimiser et cibler les mesures de protection**. Son articulation avec le diagnostic des pressions agricoles (et non agricoles) constitue également un point crucial pour identifier et **localiser les pratiques à risque sur les territoires vulnérables** et déterminer quelles sont les marges de manœuvre en matière d'évolution des pratiques. Ainsi, les deux types d'étude doivent être impérativement analysées de manière conjointe (voire s'alimenter l'une et l'autre). Il en va de la performance du programme d'action en termes d'efficacité et de coût².

Pour ce faire, une étude de vulnérabilité doit apporter suffisamment d'éléments concrets : identification des modes de transfert en jeu dans l'alimentation du captage³, localisation dans l'espace et hiérarchisation du niveau de vulnérabilité pour chacun de ces modes de transfert, variabilité dans le temps, organisation spatiale des écoulements entre les parcelles agricoles et le captage...

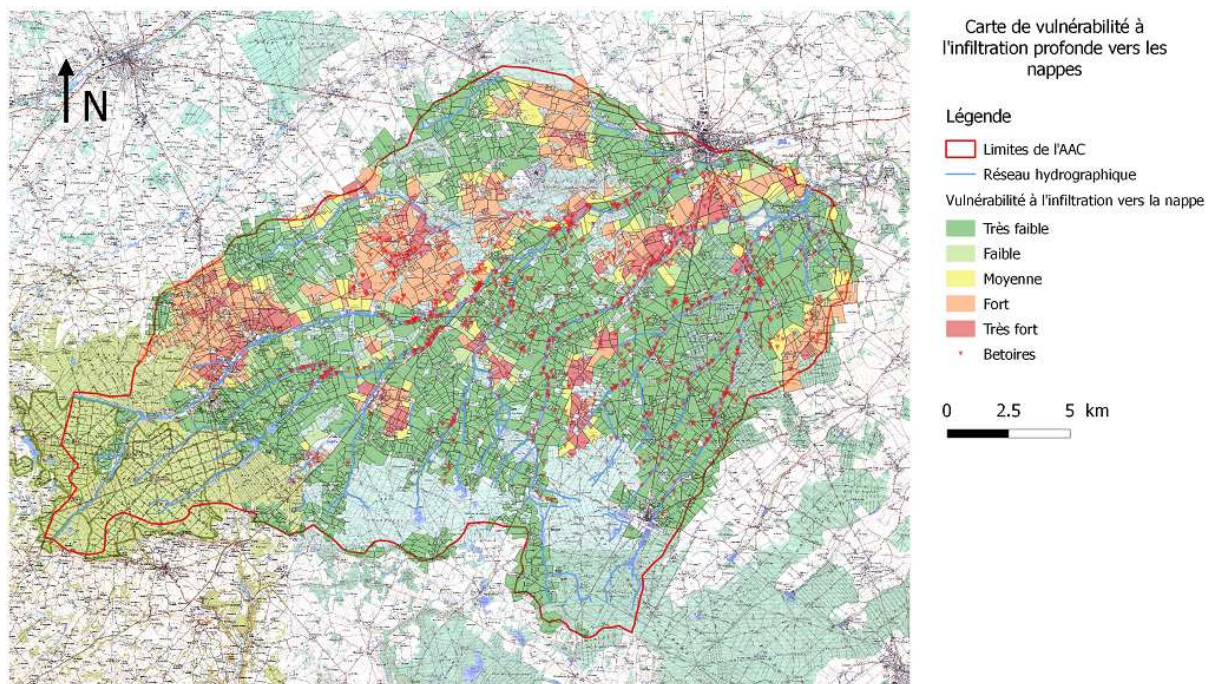
Classiquement, les résultats seront représentés sous forme de cartes, accompagnées d'un rapport présentant les modalités de mise en œuvre de l'étude (données employées, méthode) mais aussi des éléments d'interprétation. En effet, compte tenu de la complexité des notions manipulées, il paraît indispensable que le prestataire propose une analyse des résultats pour extraire et expliciter l'information utile à la prise de décision (sans quoi le diagnostic risque de ne pas être valorisé correctement).

Le guide fournit des recommandations à ce sujet, que ce soit en matière de format de restitution cartographique (*cf.* partie 2.3) ou de modalités d'interprétation des résultats (*cf.* partie 3.6). Plus généralement, l'exemple d'application présenté dans la partie 4 permet aussi d'illustrer concrètement comment la méthode peut être mise en œuvre par un chargé d'étude.

¹ Les principes de délimitation d'un AAC à transferts mixtes sont exposés en détail par Catalogne et al. (2014). Le présent guide n'en rappelle que les grandes lignes.

² Évidemment, dans bien des cas la stratégie du programme d'action ne reposera pas seulement sur les conclusions issues des diagnostics de territoire et se doit d'intégrer des considérations d'ordre socio-économique (autrement dit, liées à l'acceptation et la faisabilité des mesures proposées). Toutefois, les diagnostics, s'ils sont correctement expliqués aux acteurs du territoire et partagés constituent un support de discussion et d'argumentation particulièrement intéressant pour alimenter les échanges et favoriser la co-construction du plan d'action.

³ En effet, certains types d'actions pourront être privilégiés (ou exclus) selon le mode de transfert que l'on souhaite maîtriser. Un inventaire détaillé des actions de protection possibles selon le type de transfert considéré (mais aussi la substance ciblée) est proposé par Barrez et al. (2013a).



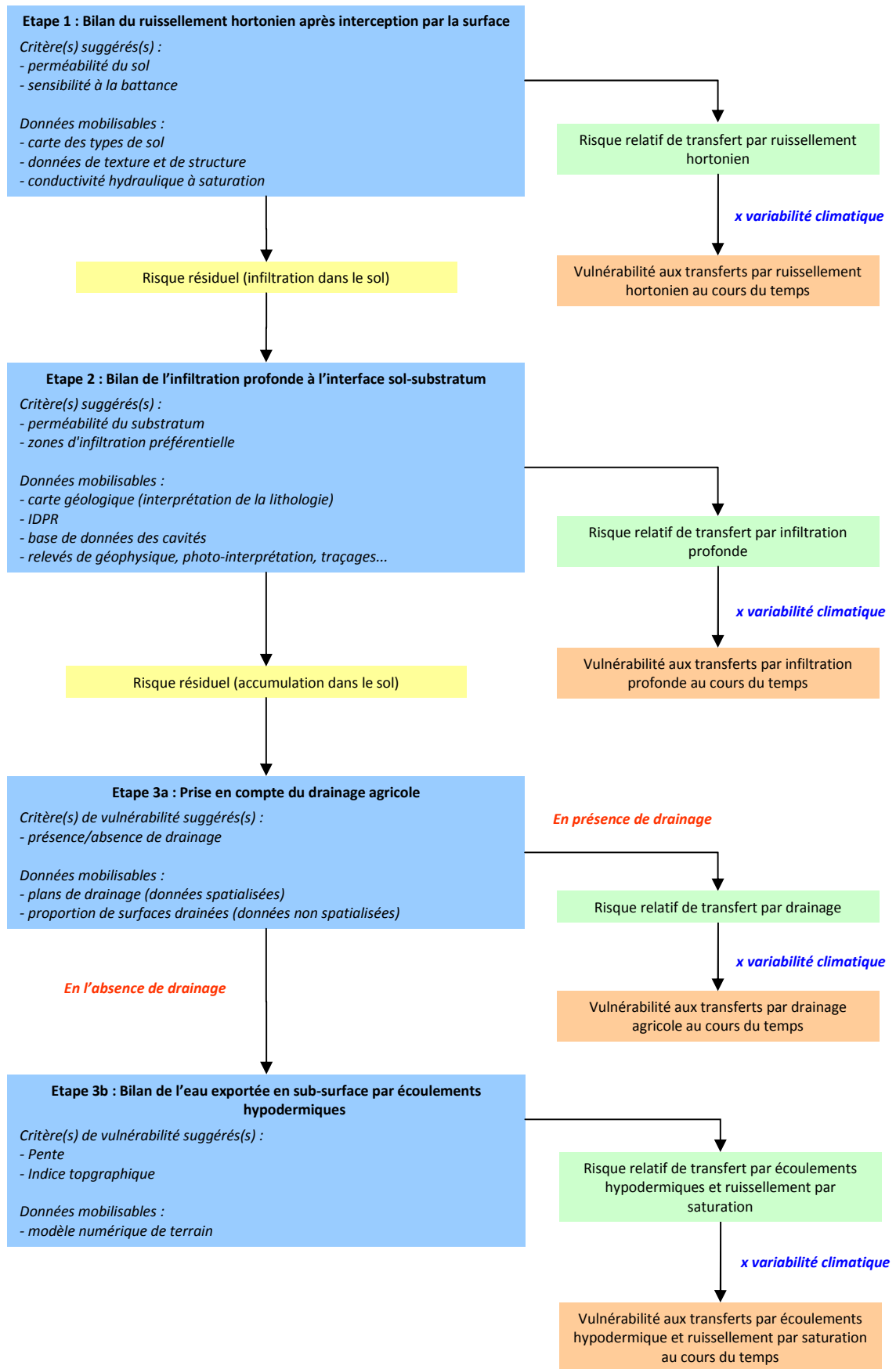
Exemple de restitution cartographique de la vulnérabilité à l'infiltration à l'échelle parcellaire

La méthode en résumé : principe et démarche

La méthode proposée s'inspire des approches traditionnellement employées dans les études de vulnérabilité (voir la partie 2.1 à ce sujet). Elle apporte toutefois des éléments nouveaux pour répondre au besoin d'harmonisation entre les méthodes prévues pour évaluer la vulnérabilité aux transferts verticaux par infiltration vers les aquifères (Vernoux et al. (2014)) et aux transferts latéraux de surface (et/ou de sub-surface) vers les ressources superficielles (Le Hénaff et Gauroy (2012)).

Ainsi, le principal objectif de la méthode est d'évaluer la vulnérabilité pour cinq types de transfert hydrique tout en assurant une cohérence d'ensemble entre les différentes voies d'écoulement : le ruissellement et ses déclinaisons (ruissellement hortonien et ruissellement par saturation), le drainage artificiel, les écoulements hypodermiques dans le sol et l'infiltration profonde vers les nappes.

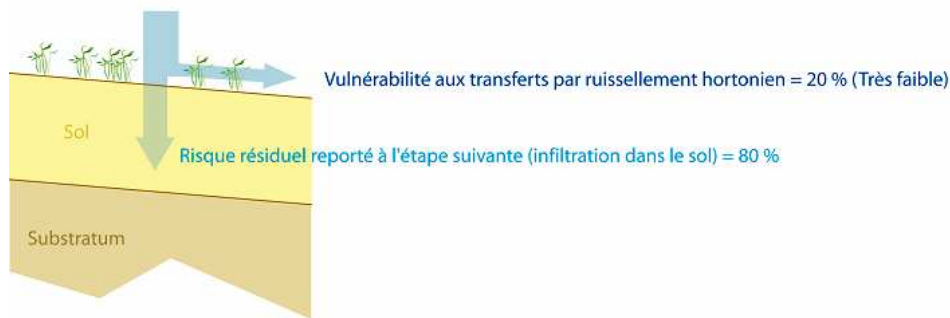
Pour ce faire, les processus de transfert sont décrits de manière simplifiée à l'échelle de la parcelle ou de la maille élémentaire au travers de quatre étapes successives et complémentaires (cf. logigramme de synthèse et exemple présentés sur les pages suivantes, cf. partie 3.1). A chaque étape, différents critères propres au milieu physique (pédologie, topographie, nature du substratum...) sont interprétés de manière qualitative (« à dire d'expert ») pour la définition des scores de vulnérabilité. Le guide fournit de nombreux éléments pour déterminer les critères pertinents à chaque étape, ainsi que les données pouvant être valorisées et leur interprétation sous forme de scores (cf. partie 3.2). Ces scores sont ensuite croisés entre eux d'une étape vers la suivante pour déterminer les risques relatifs par type de transfert avec une répartition en cinq classes : « Très faible », « Faible », « Moyen », « Fort », « Très fort » (cf. partie 3.3). Enfin, des critères climatiques sont introduits pour déterminer (qualitativement) les volumes d'eau disponibles pour générer des écoulements au cours du temps (cf. partie 3.5).



Logigramme synthétique de la méthode

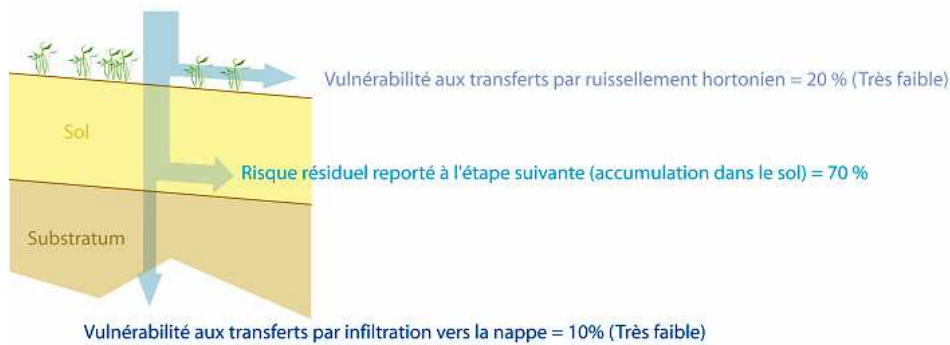
ETAPE 1 : Bilan du ruissellement hortonien après interception par la surface

Sol brun calcaire perméable et non battant : l'eau s'infiltré majoritairement dans le sol, le ruissellement est faible



ETAPE 2 : Bilan de l'infiltration profonde à l'interface sol-substratum

Substratum marneux peu perméable : l'eau s'infiltré peu en profondeur et reste dans le sol



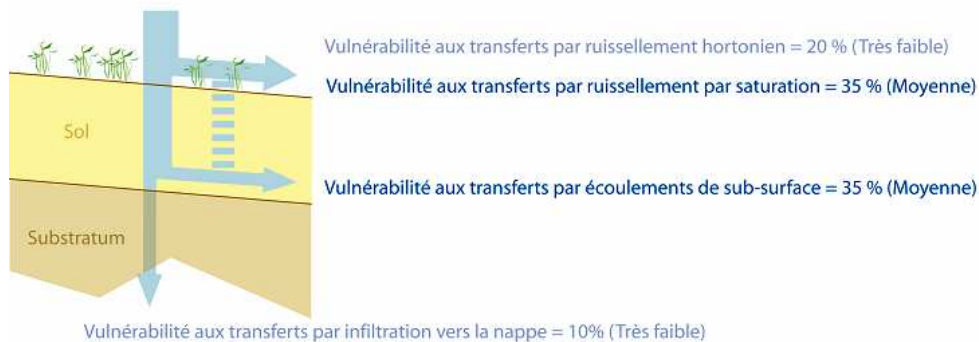
ETAPE 3a (en présence de drains) : Bilan de l'eau exportée par drainage agricole

La parcelle est drainée : l'eau du sol est exportée par drainage



ETAPE 3b (en l'absence de drains) : Bilan de l'eau exportée en sub-surface par écoulements hypodermiques et risque de ruissellement par saturation

La pente est moyenne : une partie de l'eau circule latéralement dans le sol (écoulement de sub-surface), l'eau de pluie reçue en surplus ruisselle (ruissellement par saturation)



Exemple de détermination des risques relatifs de transfert à l'échelle d'une parcelle en conditions de saturation du sol (situation hivernale)

Une attention particulière a été portée à la construction de la méthode de manière à :

- limiter le nombre d'opérations effectuées tout en assurant la cohérence des résultats obtenus pour les différents types de transfert (notion de bilan),
- laisser suffisamment de souplesse pour s'adapter aux spécificités du territoire d'étude et à la nature des données disponibles,
- offrir un raisonnement lisible pour permettre au chargé d'étude d'explicitier les choix effectués,
- permettre la prise en compte des incertitudes propres à ce type d'approche, que ce soit en terme de compréhension et d'interprétation des processus de transfert ou de fiabilité des données (nature et résolution des données).

Finalement, le diagnostic de vulnérabilité d'une AAC à transferts mixtes permet de produire cinq groupes de cartes distincts : un groupe pour chaque type de transfert, comprenant chacun autant de cartes que de pas de temps retenus pour l'introduction de la variabilité climatique. Ces cartes restituent le risque de transfert sous la forme de cinq classes de pourcentages, correspondant à des niveaux de vulnérabilité croissants (« Très faible », « Faible », « Moyen », « Fort », « Très fort ») que l'on représentera classiquement à l'aide d'une échelle de couleurs (allant par exemple du vert au rouge). A ces cartes peuvent s'ajouter celles relatives aux incertitudes qui permettent d'indiquer quelle est la fiabilité (ou la confiance) accordée aux différents résultats.

Compétences requises

A l'exception de la prise en compte des incertitudes (voir l'encart ci-dessous), la démarche reste relativement classique et se veut accessible à un prestataire habitué aux études dans le domaine de l'environnement. Les compétences nécessaires relèvent principalement de l'hydrogéologie, de l'hydrologie, de la pédologie et de l'agronomie auxquelles l'on peut ajouter la maîtrise des systèmes d'information géographique (SIG) pour la manipulation et le croisement des données spatiales. Hormis la bonne formalisation des processus, aucune compétence en modélisation n'est requise. En effet, l'usage de modèles sophistiqués, bien que plus précis, se trouve bien souvent limité par l'indisponibilité ou la forte imprécision des données d'entrée nécessaires, mais aussi par la très forte exigence vis-à-vis de la bonne manipulation du modèle lui-même. C'est pourquoi ce type d'approche a été écarté dans un souci d'opérationnalité.

En contrepartie, la trame de raisonnement proposée comporte nécessairement de nombreuses simplifications conceptuelles (ces limites sont rappelées autant que possible dans le guide). Elle ne peut tenir compte de la multiplicité des situations et cas particuliers rencontrés en réalité. A cet égard, les solutions présentées se concentrent sur les déterminants physiques considérés comme prédominants dans l'explication des mécanismes de transfert. Dans bien des cas, ces solutions pourraient être affinées pour accéder à un plus haut niveau de complexité et de réalisme. Quelques éléments de discussion sont donc proposés à ce sujet.

La prise en compte des incertitudes : pourquoi et comment ?

Une des spécificités de la méthode proposée consiste à tenir compte des incertitudes inhérentes à l'approche. La démarche comporte en effet plusieurs sources d'incertitudes, que ce soit dans l'interprétation des critères physiques pour décrire les processus de transfert, ou dans la nature et la résolution des données requises pour réaliser le travail. Ces éléments ne sont que rarement pris en compte dans les méthodes de cartographie de vulnérabilité. Ils ont pourtant une incidence majeure sur la fiabilité des résultats obtenus et la façon de les interpréter. **Il s'agit notamment de nuancer certaines conclusions qui, autrement, pourraient aboutir à une mauvaise évaluation des risques de transfert. Il est donc fortement recommandé d'avoir recours à cette approche afin de limiter les erreurs d'interprétation.**

Le guide propose un ensemble de solutions permettant de tenir compte de ces différents aspects (cf. partie 3.4). Elles permettent d'accompagner les résultats d'un niveau de fiabilité sous la forme de probabilités associées aux différents risques de transfert (une grille d'analyse de ce type de résultat est proposée dans la partie 3.4.3).

La manipulation des notions sous-jacentes, assez nouvelles dans ce domaine, demande toutefois une certaine habitude, tant du point de vue calculatoire (moyens de calculs non pris en charge par les outils SIG traditionnels) que de l'interprétation des résultats. Des bases en statistiques et en programmation s'avèrent donc indispensables. D'autre part, la restitution des résultats auprès d'un public de non spécialistes (agriculteurs, élus...) devra impérativement faire l'objet d'un discours simplifié afin d'être rendu accessible à tous.

On insistera sur le fait que l'application de la méthode demande avant tout un esprit critique de manière à formaliser correctement les processus de transfert à l'aide des données disponibles. A ce titre, une certaine expérience en matière de fonctionnement hydrique des sols dans différents contextes agro-pédo-climatique paraît nécessaire ; elle doit s'accompagner d'une analyse poussée du fonctionnement de l'hydrosystème (en lien avec l'étude de délimitation de l'AAC) à partir des études déjà existantes, des données et/ou d'observations de terrain.

Complémentarité avec une approche de terrain

Dans sa conception, la méthodologie présentée est destinée à permettre un certain degré d'automatisation via l'utilisation de SIG ; elle ne peut se substituer entièrement à une approche de terrain qui sera toujours plus pertinente pour la réalisation d'un diagnostic adapté à la complexité et aux spécificités de chaque territoire (mais ne peut être menée de manière exhaustive à partir d'une certaine dimension de l'AAC). En pratique, les deux approches sont très complémentaires et doivent s'alimenter l'une et l'autre. L'observation de terrain et, plus largement, la connaissance fine du territoire étudié doit permettre de préciser/valider l'interprétation des données sous forme de critères de vulnérabilité, en tenant compte de tout élément permettant de combler les lacunes descriptives dues à la simplification des mécanismes décrits. En contrepartie, l'usage des SIG permettra de généraliser les conclusions issues des observations de terrain à l'ensemble d'un territoire. **La réalisation de déplacements sur le terrain peut représenter un temps (et un coût) non négligeable selon la taille et la complexité du territoire d'étude mais s'avère indispensable à la bonne conduite de l'étude.**

Les besoins en données

La mise en œuvre de la méthode et la fiabilité des résultats obtenus dépendent fortement de la disponibilité et de la qualité des données employées. Comme dans toute étude de ce type, les exigences en la matière sont relativement importantes alors que la disponibilité des données de bases, notamment pédologiques, s'avère déjà bien souvent limitante.

Le guide indique quels sont les types de données nécessaires pour couvrir les besoins de l'étude. **Quelques bases de données nationales (le plus souvent payantes) sont citées en annexe de ce rapport. Elle peuvent constituer une base de travail, toutefois, dans bien des cas des compléments seront nécessaires. Le recueil de données supplémentaires pourra représenter un coût important. Les besoins en la matière doivent être signalés dans le CCTP (ou, si ce n'est pas le cas, par le prestataire lors de sa réponse à appel d'offre) et prévus dans le budget de l'étude.**

L'interprétation des résultats obtenus

Compte tenu de la richesse des résultats obtenus suite à l'application de la méthode et des compétences nécessaires à leur interprétation, **il paraît indispensable que le chargé d'étude procède à une analyse des résultats de manière à extraire et expliciter l'information utile pour la prise de décision (cf. partie 3.6).**

Cette analyse devra en premier lieu identifier les modes de transfert dominants à l'échelle de l'AAC ainsi que leur répartition dans l'espace (en distinguant si besoin des sous-secteurs considérés comme homogènes). **Ce travail doit permettre de déterminer sur quel(s) type(s) de transfert il convient d'intervenir en priorité et anticiper ainsi les actions possibles.**

Il est également recommandé d'appuyer l'analyse sur des éléments de connaissance allant au-delà de la vulnérabilité intrinsèque proprement dite : connaissance des pratiques agricoles, de l'organisation des écoulements (« chemins de l'eau ») entre les parcelles et les milieux aquatiques récepteurs ou encore caractérisation des possibilités d'atténuation dans le milieu (zones tampons). **La valorisation de ces informations pourront en effet permettre d'éclairer, préciser ou nuancer les conclusions tirées de l'étude de vulnérabilité du point de vue des conséquences attendues en termes de qualité de l'eau au captage.**

Déroulement de l'étude en pratique

Quel que soit le territoire, l'étude sera généralement menée selon une même trame comprenant différentes tâches successives jusqu'à la rédaction du rapport final. Ces tâches sont détaillées ci-dessous :

1) Compilation des études existantes et collecte des données

La compilation des études hydrologiques et hydrogéologiques existantes, locales voire régionales (i.e. études relevant de contextes similaires), paraît être une étape indispensable, en particulier lorsque le captage a déjà fait l'objet d'une procédure de Déclaration d'Utilité Publique (DUP) dans le cadre de la délimitation de ses périmètres de protection (il sera

notamment important de veiller à vérifier la cohérence entre les limites des périmètres de protection avec celles de l'AAC). Ces études apporteront en effet un ensemble de connaissances préalables sur le captage et son environnement et permettront alors d'identifier assez rapidement les compléments requis pour mener à bien les études de délimitation et de vulnérabilité de l'AAC.

Parallèlement l'inventaire et la collecte des données disponibles seront réalisés de manière à couvrir au maximum les besoins de l'étude. En complément des bases de données nationales (souvent relativement grossières), d'autres sources de données plus locales seront le plus souvent nécessaires pour affiner ou compléter la connaissance du territoire. Il conviendra alors de se rapprocher des services en possession de ces données (DDT, DREAL, Agences de l'Eau, Chambres d'Agriculture...). Si l'opérateur juge qu'une donnée essentielle est manquante ou trop imprécise pour être exploitée, l'acquisition des données en question devra être envisagée (campagne de terrain, commande à un prestataire...) en complément de l'étude de vulnérabilité proprement dite.

Dans tous les cas, la phase de collecte de donnée peut s'avérer relativement longue (prises de contact, durée de traitement des commandes).

Focus sur les visites de terrain

Les visites de terrain ont deux objectifs principaux intervenant à deux moments clés de l'étude :

- En début d'étude : aider à mieux connaître le territoire, comprendre son fonctionnement pour mieux décrire les processus de transfert puis généraliser ces enseignements via l'application de la méthode exposée précédemment ;
- En fin d'étude : valider par l'observation les résultats obtenus.

En revanche, ces visites ne concernent pas directement l'acquisition de données complémentaires (cartographie des sols, traçages, profils géophysiques...) pour lesquels on prévoiera un temps et un budget à part entière, si cela s'avère nécessaire.

Après une préparation de la visite sur cartes et photos aériennes, les observations de terrain relèveront surtout de la lecture du paysage (par exemple : repérage des zones hydromorphes, des indices de ruissellement, des talweg secs, des dolines...) accompagnée si besoin d'observations plus ciblées : sondages à la tarière pour mieux caractériser les différents types de sols, repérage des exutoires de drainage... La réalisation des observations en conditions humides (après voire pendant une pluie et/ou en période de saturation des sols) facilitera nettement l'identification des voies d'écoulement. Idéalement, ces observations seront documentées via une photo, une géolocalisation, une date et un commentaire.

La démarche pourra varier d'un territoire à l'autre : diagnostic de terrain fin et exhaustif pour les petites et très petites AAC ou approche plus grossière pour les plus grandes aires d'alimentation avec déplacement sur quelques secteurs représentatifs, préalablement identifiés, qui permettront en quelques jours de dégrossir le travail en réalisant une typologie des principales situations de transferts hydriques.

Un telle approche de terrain et éventuellement la rencontre avec les acteurs locaux (élus, agriculteurs, résidents...) donnera aussi à l'opérateur une meilleure légitimité lors de la restitution de l'étude.

2) Analyse du fonctionnement de l'hydrosystème

Cette tâche consiste à analyser de manière détaillée toutes les connaissances disponibles concernant l'AAC. Elle se base sur la documentation existante, l'examen des cartes mais aussi des observations de terrain (on prévoira donc des déplacements sur l'AAC pour ce faire). Elle doit déboucher sur une première caractérisation « qualitative » des processus de transfert (modes de circulation de l'eau, organisation des écoulements entre compartiments de l'hydrosystème) et permettre de déterminer quels critères de vulnérabilité apparaissent comme pertinents. Cette phase pourra faire l'objet d'un rapport préliminaire et d'une première réunion de restitution.

3) Application de la méthode

- **La définition des critères de vulnérabilité à partir des données disponibles et leur traduction sous forme de scores de vulnérabilité :** le guide donne des recommandations à ce sujet pour chaque étape de la méthode de manière à encadrer la prise de décision (valeurs fréquemment trouvées dans la littérature). Toutefois des adaptations pourront être nécessaires pour mieux répondre aux spécificités de l'AAC. Ces adaptations découleront de l'analyse préalable du fonctionnement de l'hydrosystème. Elles pourront aussi s'appuyer sur la consultation d'experts locaux connaissant bien le territoire.
- **La mise en forme et prétraitement des données :** cette étape consiste à préparer les opérations de calcul. Elle passe par la préparation d'un support cartographique uniforme destiné à recevoir l'ensemble des données nécessaires aux calculs (maillage, parcellaire...), la mise en forme des données (nettoyage, fusion, agrégation...), le calcul de paramètres dérivés (par exemple le calcul d'un indice de battance à partir des données de texture du sol) puis l'attribution des scores de vulnérabilité à chaque unité cartographique (ainsi que les incertitudes associées sous forme de distributions de scores). Il s'agit d'une étape clé, qui doit être menée avec le plus grand soin pour éviter toute erreur. Elle peut de ce fait nécessiter un certain temps.
- **Les opérations de calcul :** elles consistent à croiser les différents scores de vulnérabilité définis à chaque étape de la méthode pour déterminer la vulnérabilité résultante par type de transfert. Sous SIG, ces opérations de calcul s'avèrent relativement simples à mettre en œuvre (produits de couches de données) si les données ont été correctement prétraitées. Dans le cas d'une prise en compte de l'incertitude, les moyens de calculs nécessaires sont plus importants et le recours à un langage de programmation, couplé au SIG, semble inévitable.
- **La cartographie et l'interprétation des résultats :** finalement, une phase de mise en forme des résultats sous forme de cartes est attendue. Il s'agit du principal support de restitution de l'étude. Une analyse des cartes ainsi produites sera effectuée de manière à extraire et expliciter l'information utile à la prise de décision.

4) Rédaction du rapport et restitution de l'étude

Le rapport d'étude reprendra tous les éléments précédents, en particulier les modalités de définition des scores de vulnérabilité, accompagnées d'une argumentation, puis les résultats proprement dits et leur interprétation. Le niveau de lecture peut être assez technique. Aussi, il pourra être intéressant d'accompagner le rapport détaillé d'une synthèse accessible aux non spécialistes. En complément, une restitution en réunion sera envisagée pour présenter les principales conclusions de l'étude.

5) Durée de l'étude

Si l'on exclut la phase de collecte des données, le temps effectif passé sur l'étude sera principalement assujéti à la taille de l'AAC et la complexité de l'hydrosystème. Elle pourra aller de quelques journées pour des AAC de petite dimension (ou les AAC déjà bien documentées) à plusieurs semaines pour des AAC plus vastes ou complexes. Un déroulé sur 6 à 12 mois semble raisonnable dans la plupart des cas. L'acquisition de données supplémentaires pourra en revanche accroître considérablement la durée de l'étude (en particulier si elle nécessite la réalisation des campagnes de terrain).

Le tableau ci-dessous donne un exemple du temps passé pour les différentes tâches de l'étude de vulnérabilité d'une AAC de grande dimension (> 350 km²) mais très bien documentée (cf. cas d'étude présenté dans la partie 4).

Tâche	Temps passé
Inventaire, collecte et analyse des données disponibles et des études antérieures pour comprendre le fonctionnement de l'hydrosystème (avec rédaction d'une note de synthèse)	4 jours
Application de la méthode > Définition des critères et classes de vulnérabilité > Prétraitement des données > Opérations de calcul > Cartographie et interprétation des résultats	> 1 jour > 5 jours > 1 jour (+ 3 jours pour la mise au point du code de calcul tenant compte des incertitudes) > 1 jour
Visites de terrain : > visite préliminaire > visites de validation	> 1 jour > 2 jours
Rédaction du rapport final	5 jours
Total	23 jours

Principales références bibliographiques

- Barrez F., Wibaux V., Le Henaff G., Vernoux J.F., Carlier N., Catalogne C. (2013a). Aide quant à l'optimisation des actions pour protéger un captage : méthodologie de choix d'actions pertinentes en fonction des typologies de transfert sur une AAC. Rapport Irstea/BRGM-ONEMA, 29 pp.
- Catalogne C., Carlier N., Le Henaff G., Vernoux J-F. (2014). Guide pour la délimitation et la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque d'Aires d'Alimentation de Captages à transferts mixtes. Rapport Irstea-ONEMA, 53 pp.
- Le Henaff G., Gauroy C. (2011). Délimitation des aires d'alimentation de captages en eaux de surface et caractérisation de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions agricoles diffuses par les pesticides – Guide méthodologique. Rapport Irstea-MEEDDM/MAAF, 55 pp.
- Vernoux J.F., Wuilleumier A., Perrin J. (2014). Délimitation des aires d'alimentation de captage d'eau souterraine et cartographie de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Version révisée du guide méthodologique. Rapport BRGM-ONEMA, 150 pp.

Table des matières

INTRODUCTION	19
1. RAPPELS RELATIFS À LA DÉLIMITATION D'UNE AAC À TRANSFERTS MIXTES	21
2. APERÇU DE QUELQUES MÉTHODES DE CARTOGRAPHIE DE LA VULNÉRABILITÉ ET DISCUSSION DES CHOIX MÉTHODOLOGIQUES	24
2.1. Les différentes familles méthodologiques	24
2.2. Discussion et explicitation des concepts méthodologiques mobilisés	29
2.2.1. <i>Transferts mixtes : hiérarchie et complémentarité des processus</i>	29
2.2.2. <i>Choix et pertinence des critères de vulnérabilité</i>	29
2.2.3. <i>Place de la décision d'expert</i>	30
2.2.4. <i>La disponibilité et la qualité des données : principales limites et sources d'incertitude</i>	30
2.2.5. <i>Prise en compte de l'évolution temporelle de la vulnérabilité en fonction de facteurs climatiques</i> 30	
2.3. Bonnes pratiques pour la cartographie de vulnérabilité d'une AAC et données mobilisables	31
2.3.1. <i>Format de restitution cartographique</i>	31
2.3.2. <i>Données mobilisables</i>	32
3. PRÉSENTATION DE LA MÉTHODE	34
3.1. Hiérarchisation des modes de transfert et concept de part relative de risque	34
3.2. Critères de partition	36
3.2.1. <i>Bilan du ruissellement hortonien après interception par la surface</i>	36
3.2.2. <i>Bilan de l'infiltration profonde à l'interface sol-substratum</i>	40
3.2.3. <i>Bilan de l'eau exportée en sub-surface par écoulements hypodermiques</i>	42
3.2.4. <i>Bilan de l'eau exportée en sub-surface par drainage agricole</i>	44
3.2.5. <i>L'importance des observations de terrain dans la démarche</i>	44
3.3. Combinaison des parts relatives de risque et détermination de la vulnérabilité résultante par types de transfert	45
3.4. Intégration de l'incertitude	49
3.4.1. <i>Incertitude liée au jugement d'expert</i>	49
3.4.2. <i>Incertitude relative à la variabilité spatiale des processus</i>	51
3.4.3. <i>Comment interpréter les résultats obtenus après prise en compte de l'incertitude ?</i>	54
3.5. Intégration des facteurs climatiques dans la vulnérabilité	55
3.5.1. <i>Principe</i>	56
3.5.2. <i>Exemple</i>	60
3.6. Recommandations pour l'interprétation des résultats	62
4. EXEMPLE D'APPLICATION SUR L'AIRE D'ALIMENTATION DU CAPTAGE DES SOURCES DE LA VIGNE 65	
4.1. Présentation générale de l'AAC	65
4.2. Données employées et prétraitements pour la définition des critères de vulnérabilité .	69
4.2.1. <i>Format de restitution cartographique</i>	69

4.2.2.	<i>Bilan des transferts par ruissellement hortonien</i>	69
4.2.3.	<i>Bilan des transferts par infiltration profonde à l'interface sol-substratum</i>	72
4.2.4.	<i>Bilan des transferts par drainage</i>	76
4.2.5.	<i>Bilan des transferts par écoulement hypodermiques et la saturation des sols</i>	77
4.2.6.	<i>Modulation par les caractéristiques climatiques à l'échelle mensuelle</i>	78
4.3.	Présentation et critique des résultats	80
4.3.1.	<i>Résultats obtenus avant la prise en compte des caractéristiques climatiques : analyse des risques relatifs de transfert</i>	80
4.3.2.	<i>Résultats obtenus après la prise en compte des facteurs climatiques : analyse des périodes à risques de transfert par type de contaminant.....</i>	83
4.4.	Conclusion.....	87
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		89
ANNEXES		92
Annexe 1 : Données mobilisables		93
Annexe 2 : Marges d'erreur suggérées pour tenir compte de l'incertitude liée à la nature des données		97

INTRODUCTION

Ce projet de méthode intervient en réponse au besoin d'harmonisation entre les méthodes dédiées à l'évaluation de la vulnérabilité dans le cas d'une AAC à transferts mixtes. En effet sur de nombreuses AAC, les modes de transferts de l'eau parvenant au captage ne relèvent pas exclusivement de transferts verticaux par infiltration ou de transferts latéraux de surface (et/ou de sub-surface) qui étaient jusqu'à présent traités indépendamment par deux méthodes de référence, développées spécifiquement et séparément pour chacun des deux cas : Vernoux *et al.* (2014) pour le cas des captages d'eaux souterraines et Le Henaff et Gauroy (2012) pour le cas des captages d'eaux de surface. Le cas de transferts mixtes, c'est-à-dire la coexistence de plusieurs modes de transfert, que ce soit dans l'espace ou dans le temps, apparaissait alors comme peu ou pas pris en compte ou traité de manière ambiguë, conduisant les chargés d'étude à proposer eux-mêmes des solutions parfois inadaptées (Vernoux *et al.*, 2011).

Pour traiter le cas des AAC « mixtes », la solution préconisée par Barrez *et al.* (2013), consistant à appliquer conjointement les deux méthodes précitées, s'est avérée délicate à mettre en œuvre. En effet, le choix de passer par l'articulation des méthodes existantes a induit un certain nombre de contraintes méthodologiques et n'a pas permis de parvenir à une solution pleinement satisfaisante (Catalogne *et al.*, 2014).

Ces difficultés nous ont poussé à envisager la conception d'une nouvelle méthode autonome (ne se référant plus aux méthodes existantes) et apportant quelques améliorations notables, notamment vis-à-vis de la prise en compte des incertitudes inhérentes à la démarche et plus généralement vis-à-vis des concepts méthodologiques mobilisés.

Cette méthode doit permettre d'atteindre les mêmes objectifs avec des besoins en données comparables. Ainsi, le principal objectif de la méthode est de fournir un ensemble de cartes de vulnérabilité pour chaque type de transfert hydrique tout en assurant une cohérence d'ensemble entre les différentes voies d'écoulement. Les modes de transfert en question sont les mêmes que ceux traités dans chacune des deux méthodes de référence précédemment citées⁴ : le ruissellement et ses déclinaisons (ruissellement hortonien et ruissellement par saturation), le drainage artificiel, les écoulements hypodermiques dans le sol et l'infiltration profonde vers les nappes. **Pour répondre à cet objectif, il est proposé de caractériser l'importance relative des différentes voies d'écoulement** pouvant intervenir à l'échelle élémentaire d'une parcelle ou d'une maille. **A l'image du schéma conceptuel proposé par le CORPEN (cf. section 2.1), le raisonnement s'appuie sur une vision hiérarchisée des mécanismes de transferts hydriques à la surface et dans le sol.** Il n'est cependant pas question de faire appel à une modélisation physique de ces mécanismes. **Autrement dit, la notion de répartition doit être vue comme un moyen d'exprimer la répartition relative des risques de transferts vers les différents compartiments et non comme une évaluation objective et absolue des flux.** Ce choix autorise des simplifications conceptuelles au regard des processus physiques en jeu (on cible les mécanismes dominants) et de leur caractérisation plus ou moins approximative au regard des données disponibles mais s'accompagne en contrepartie d'une certaine part d'incertitude que l'on propose de prendre en compte.

Comme dans les approches classiques de cartographie de la vulnérabilité, les termes du bilan ou de partition entre les différents risques de transfert, sont définis au droit de chaque unité cartographique en fonction de critères liés aux propriétés physiques du milieu, tels que la perméabilité du sol, sa sensibilité à la battance, la pente, etc. S'écartant des solutions traditionnellement mises en œuvre pour évaluer la vulnérabilité, ces critères seront en revanche croisés selon une approche relativement simple et avantageuse, découlant de la vision hiérarchisée des mécanismes de transferts hydriques.

Dans un second temps, **l'influence du climat est introduite sous la forme de facteurs d'abattement destinés à venir moduler le risque relatif associé à chaque type de transfert en fonction de la quantité d'eau**

⁴ A l'exception de la dérive atmosphérique qui ne fait pas appel à un transfert par l'eau

réellement disponible pour produire des écoulements au cours du temps et permettre d'identifier les zones et les périodes de l'année les plus « contributives » (ou « productives ») en terme de flux potentiels par type de transfert et par saison.

Enfin, l'un des principaux objectifs de la méthode proposée et qui constitue sans doute l'une des avancées majeures par rapport aux méthodes existantes est la prise en compte de l'incertitude inhérente à ce type de méthode. Celle-ci pourra intervenir à deux niveaux pour i) nuancer le jugement d'expert vis-à-vis de l'interprétation des mécanismes de répartition entre transferts mais aussi ii) permettre de tenir compte de l'incertitude liée aux données (que ce soit en termes de résolution ou de disponibilité) vis-à-vis de la variabilité spatiale des processus en jeu et de la vulnérabilité qui peut en résulter.

Ce rapport s'articule en deux parties. La première présente en détail la méthodologie évoquée ci-dessus en apportant un certain nombre d'éléments pratiques pour sa mise en œuvre. La seconde illustre un cas d'application type sur une Aire d'Alimentation de Captage tel qu'il pourrait être mené par un chargé d'étude.

1. RAPPELS RELATIFS À LA DÉLIMITATION D'UNE AAC À TRANSFERTS MIXTES

Qu'est-ce qu'une Aire d'Alimentation de Captage ?

La notion d'Aire d'Alimentation d'un Captage apparaît pour la première fois en 2006 dans les textes réglementaires relatifs à la gestion des problématiques de protection des captages vis-à-vis des pollutions diffuses (loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006, n°2006-1772, article 21). Elle désigne l'ensemble des surfaces contribuant à l'alimentation du captage ou, autrement dit, l'ensemble des surfaces où toute goutte d'eau tombée au sol est susceptible de parvenir jusqu'au captage, quel que soit le mode de transfert mis en jeu. En vertu de cette définition, l'AAC doit a minima inclure les différents niveaux de périmètres de protection, principalement prévus pour prévenir les pollutions d'origine ponctuelle ou accidentelle dans le voisinage plus ou moins immédiat du captage. Elle se substitue par ailleurs à la notion équivalente de bassin d'alimentation de captage (BAC) qui était d'usage plus courant dans le vocabulaire hydrogéologique.

Les principes de délimitation d'un AAC à transferts mixtes sont exposés en détail par Catalogne *et al.* (2014). Il s'agit ici d'en rappeler les grandes lignes.

Par définition et quelle que soit l'origine de l'eau prélevée (source, drain, forage, puits, prise d'eau en lac ou en rivière), une AAC à transferts mixtes correspond à une aire d'alimentation sur laquelle des transferts souterrains et des transferts superficiels sont susceptibles de coexister (Tableau 1), que ce soit dans l'espace (juxtaposition spatiale de plusieurs modes de transferts à l'échelle de l'AAC) ou dans le temps (alternance voire concomitance des modes de transferts au droit d'une même parcelle), de manière permanente ou temporaire.

Transferts superficiels <i>(Traités dans le guide Irstea de 2012)</i>	Ruissellement (diffus ou concentré)	Ruissellement hortonien (par dépassement de la capacité d'infiltration du sol)
		Ruissellement sur surface saturée
	Écoulements de sub-surface	Écoulements hypodermiques dans le sol Drainage agricole
	Dérive atmosphérique	
Transferts souterrains <i>(Traités dans le guide BRGM de 2007)</i>	Infiltration vers les nappes	Diffuse
		Concentrée (pertes et engouffrement)
	<i>Drainance et échanges latéraux entre aquifères</i>	

Tableau 1 : Synthèse des différents modes de transfert pouvant intervenir sur une AAC à transferts mixtes

De fait, les situations recouvertes par la notion d'AAC à transferts mixtes s'avèrent très variées (nappe alluviale, aquifère en contexte karstique ou de socle..., Barrez *et al.* (2013a)). On retiendra simplement qu'une AAC peut être qualifiée d'AAC à transferts mixtes lorsque :

- Pour une ressource prélevée en surface (prise d'eau en rivière ou pompage dans un plan d'eau), il est possible de mettre en évidence l'existence d'apports souterrains diffus (échanges nappe-rivière) ou concentrés (source(s) en versant) vers le cours d'eau ou le plan d'eau où s'effectue le

prélèvement et donc que des transferts par infiltration sont survenus sur l'AAC en plus des écoulements de surface ;

- Pour une ressource prélevée souterraine (source, drain, puits ou forage), il est possible de mettre en évidence l'existence d'apports superficiels diffus (échanges rivière-nappe, réinfiltration) ou concentrés (pertes en rivière, engouffrements) vers l'aquifère exploité et donc que des transferts superficiels sont survenus sur l'AAC en plus des transferts par infiltration ;

La circulation des eaux jusqu'au captage au travers des différents compartiments souterrains et superficiels pourra évidemment inclure plusieurs connexions successives d'amont en aval en faisant intervenir différents modes de transferts (Figure 1). Ces connexions sont par ailleurs susceptibles d'évoluer dans le temps (inversion des échanges nappes-rivières en hautes et basses eaux, sources de trop plein en milieu karstique...) et de ne contribuer à l'alimentation du captage que de manière temporaire, parfois peu fréquemment ou sur de très courtes durées.

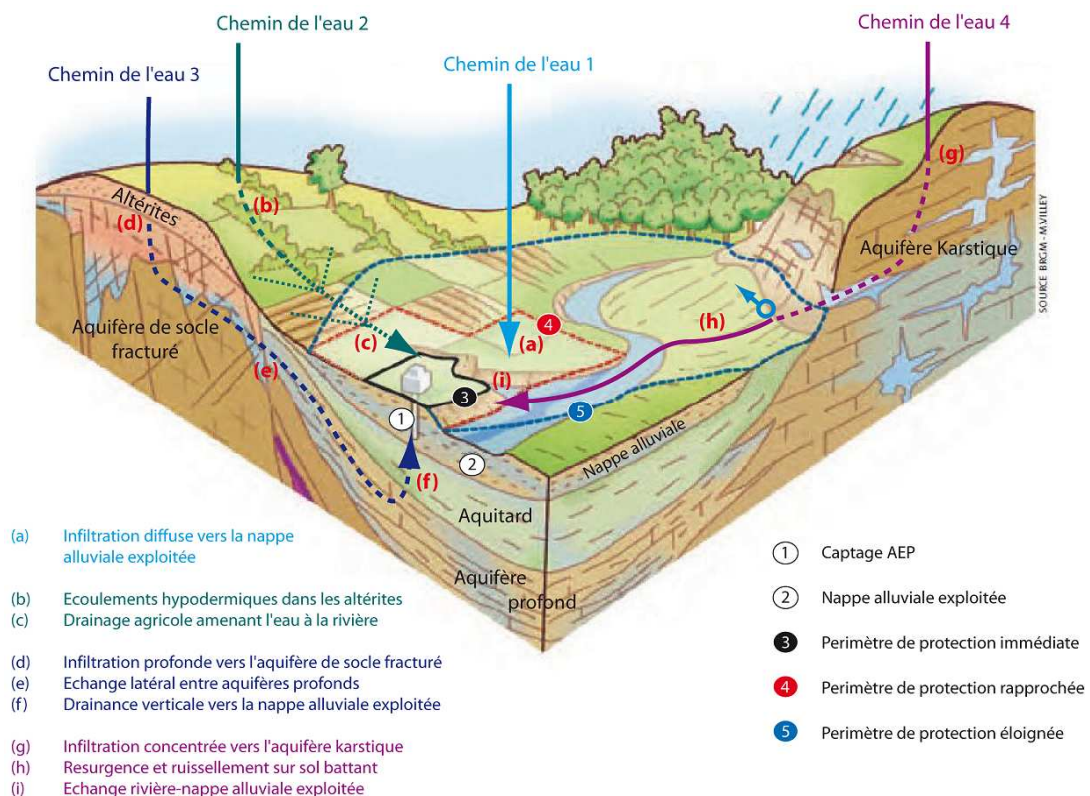


Figure 1 : Illustration de différents chemins de l'eau atteignant un même captage (source : BRGM)

Lorsque la ressource est prélevée en surface, la notion de bassin versant topographique constituera sans doute le meilleur point de départ pour la délimitation de l'AAC. Les limites correspondantes étant strictement superposables aux lignes de crête, elles sont faciles à déduire du relief, par traitement d'un MNT (schéma de drainage) ou à partir de cartes topographiques. Dans le cas où, sur une partie du bassin, les eaux reçues en surface sont susceptibles de s'infiltrer vers un aquifère, l'étendue de l'AAC pourra en revanche être réduite si cette eau est exportée vers un autre système, hors des limites du bassin versant topographique ; elle sera inchangée si l'eau est restituée dans le même bassin versant. A l'inverse, lorsque des apports souterrains interviennent depuis un autre bassin *via* un aquifère connecté à la ressource prélevée, l'étendue de l'AAC devra inclure, au-delà du bassin topographique, toutes les zones correspondant au bassin d'alimentation de cet aquifère. Enfin, il sera important de ne pas omettre les aménagements anthropiques tels que les fossés et canaux mais aussi les réseaux d'assainissement pluviaux susceptibles de faire parvenir (ou détourner) de l'eau depuis (ou vers) un bassin sans connexion hydraulique naturelle.

Dans le cas d'une ressource souterraine, la délimitation de l'AAC pourra prendre pour point de départ l'étendue de la formation aquifère dans laquelle s'effectue le prélèvement que l'on identifiera sur la base de cartes, relevés géophysiques et structuraux, coupes de forages et coupes géologiques. Dans le cas d'un prélèvement par pompage, cette étendue sera d'abord ramenée à la portion de nappe alimentant le captage (PNAC) telle que définie dans le guide BRGM de 2007, c'est-à-dire le volume d'aquifère situé en amont hydraulique du captage dont l'eau est susceptible de parvenir jusqu'au point de prélèvement (celle-ci pouvant évoluer en fonction du régime de pompage et des conditions hydrologiques).

De là, l'identification du bassin d'alimentation de l'aquifère (ou de la PNAC) correspondra à l'ensemble des surfaces où intervient une infiltration directe vers l'aquifère. Ainsi, il pourra simplement correspondre à la projection en surface de l'extension de la formation aquifère (ou de la PNAC) si celle-ci affleure dans son intégralité sous la couverture pédologique (cas d'une formation alluviale superficielle), ou être plus restreinte en cas de passage sous une couverture imperméable. Un cas plus complexe correspondra aux formations aquifères possédant plusieurs exutoires (incluant d'autres pompages). La limite amont du bassin d'alimentation du point de prélèvement sera alors calquée sur la ligne de crête piézométrique délimitant les différentes directions d'écoulement. Encore une fois, cette limite est susceptible de fluctuer dans le temps ; un recouvrement partiel des bassins d'alimentation de deux exutoires distincts n'est donc pas exclu. A ces limites s'ajouteront ensuite les éventuelles zones contributives par apports indirects, qu'ils soient souterrains (apports latéraux ou par drainance depuis un autre aquifère dont on déterminera là encore le bassin d'alimentation) ou superficiels (apports depuis un cours d'eau ou par réinfiltration d'un ruissellement diffus dont on déterminera le bassin versant amont à partir du point où se fait l'apport), naturels ou artificiels (bassin d'infiltration, irrigation à partir d'une ressource d'eau de surface...).

Pour résumer, la démarche de délimitation d'une AAC à transferts mixtes consistera essentiellement à bien identifier les différents compartiments contribuant à alimenter le captage puis à déterminer successivement et de proche en proche les limites de chacun d'entre eux à l'aide d'outils appropriés (MNT, cartes et coupes géologiques, modélisation hydrogéologique, traçages...), en partant du point de prélèvement pour remonter vers l'amont de l'hydrosystème. Cette étape de caractérisation des chemins de l'eau (i.e. de la topologie des écoulements de l'amont vers l'aval) s'avère particulièrement importante puisque, outre l'étape de délimitation de l'AAC proprement dite, elle sera également nécessaire à la bonne interprétation des cartes de vulnérabilité. Il est ainsi impératif d'accompagner la délimitation de l'AAC par une description des relations topologiques et des interfaces entre compartiments : qui communique avec qui ? dans quel sens ? où, quand et comment ?

Pour finir on remarquera qu'un travail de délimitation exhaustif et objectif pourra conduire, en première approche, à délimiter un territoire particulièrement vaste (par exemple dans le cas d'échanges entre la nappe captée et un grand système fluvial) qui pourra rendre complexe la suite de la démarche et notamment :

- les diagnostics de vulnérabilité et de pression, de par la superficie à couvrir et l'important besoin en données qui en résulte ;
- la gouvernance et la mise en œuvre du projet de par le nombre important d'acteurs concernés ;
- la sensibilisation des acteurs sur des territoires très éloignés du captage ;
- la définition d'un plan d'action réaliste.

Pour contourner ces difficultés, le choix d'exclure de l'AAC certaines zones considérées comme peu contributives ou trop éloignées du captage pour avoir un impact sur la qualité de l'eau est délicat et doit s'appuyer sur des éléments de preuves irréfutables tels que des suivis de qualité de l'eau. Dans le cas inverse, il sera recommandé de retenir la configuration la plus « pessimiste » mais d'identifier en contrepartie les secteurs les plus sensibles au regard des pressions exercées pour ensuite affiner les études de vulnérabilité sur les secteurs en question.

2. APERÇU DE QUELQUES MÉTHODES DE CARTOGRAPHIE DE LA VULNÉRABILITÉ ET DISCUSSION DES CHOIX MÉTHODOLOGIQUES

Les choix méthodologiques que l'on retrouve dans la littérature pour caractériser la vulnérabilité des ressources en eau (souterraines ou superficielles, rarement les deux) visent à répondre à des objectifs et contraintes spécifiques : échelles de travail, disponibilité des données à ces échelles, type de résultat attendu (type de vulnérabilité, cf. encart ci-dessous), milieu ciblé (eaux de surface ou eaux souterraines)... Il est cependant possible de distinguer plusieurs grandes catégories de méthodes, reposant sur des principes communs. Il est proposé ici d'en donner un rapide aperçu, sur la base de quelques exemples représentatifs, de manière à mieux resituer et argumenter les choix et concepts méthodologiques mobilisés dans la suite de ce rapport.

Vulnérabilité intrinsèque, spécifique ou opérationnelle ?

La notion de vulnérabilité désigne ici la susceptibilité pour une ressource d'être atteinte par un polluant. Il est toutefois nécessaire de bien distinguer :

- *la vulnérabilité intrinsèque liée aux seules caractéristiques du milieu (sol, topographie, climat...) au regard des transferts d'eau, prise comme vecteur des contaminants ;*
- *la vulnérabilité spécifique qui, en plus des possibilités de transfert, tient compte des caractéristiques du milieu (conditions redox, pH, activité biologique) au regard de chaque type de contaminant et de ses propriétés (aptitude à l'adsorption sur les composés du sol, vitesse de dégradation dans le milieu...);*
- *la vulnérabilité « opérationnelle » qui en plus des éléments précédents tient compte des pratiques culturelles, par nature évolutives, susceptibles d'amplifier ou d'atténuer les risques de transfert (type de végétation ou de culture, présence d'élément paysager de type zone tampon, travail du sol...).*

On précisera que la notion de vulnérabilité se distingue par ailleurs de celle de risque de contamination qui doit inclure la prise en compte des pressions polluantes exercées sur le territoire considéré. Autrement dit un secteur peut se révéler vulnérable mais ne pas présenter de risque si aucune pression ne s'y exerce. Dans la suite de ce document et par abus de langage, les termes de risque et de vulnérabilité sont utilisés indifféremment. Sauf mention contraire, ils désignent tous deux la notion de vulnérabilité telle qu'exposée ci-dessus.

2.1. Les différentes familles méthodologiques

Parmi les méthodes existantes, une première distinction peut être faite entre les approches quantitatives, qui cherchent à caractériser la vulnérabilité en quantifiant les flux d'eau (et éventuellement de contaminant) de manière objective, et les approches qualitatives ou « expertes » pour lesquelles la vulnérabilité n'est pas un élément directement quantifiable : le risque est qualifié de « faible, moyen ou fort » sans se référer à une grandeur observable.

La première des deux approches s'appuie sur l'usage de modèles plus ou moins sophistiqués : modèles conceptuels ou à base physique dont les équations décrivent les mécanismes et processus de transferts de l'eau (et de solutés) et tout ou partie des interactions entre l'atmosphère, le sol, le sous-sol et les plantes. Dans le cadre de la protection des captages d'eaux souterraines, l'approche proposée par Bussard (2005) constitue un bon exemple. Elle consiste à déterminer, à l'aide de bilans en eau et d'un modèle hydrodynamique de transfert en milieu souterrain, « la contribution à l'alimentation en eau du captage en tout point du bassin d'alimentation » (i.e. de l'AAC). Les zones les plus contributives – qui apportent le plus grande part de l'eau prélevée au captage – sont alors considérées comme les plus vulnérables (Figure 2) et permettent de mieux cibler les mesures de protection.

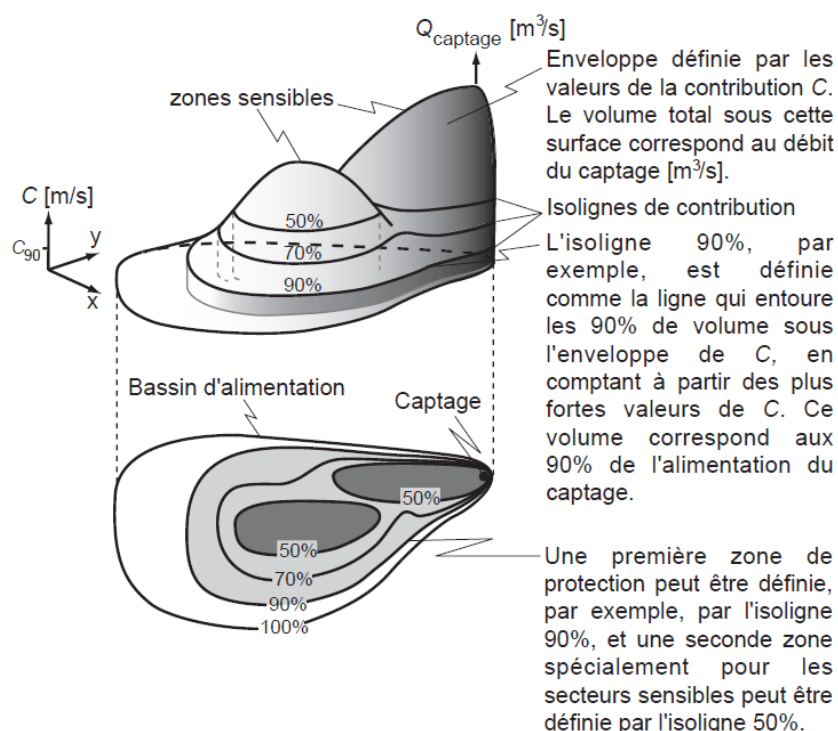


Figure 2 : Détermination des zones contributives selon l'approche proposée par Bussard (2005) (extrait de Bussard, 2005)

De manière plus générale et au-delà du domaine spécifique de la protection des captages, de nombreux modèles (ou couplages de modèles agronomiques, hydrologiques et hydrogéologiques) ont été développés au cours des dernières années pour quantifier les flux d'eau (et de solutés) à différentes échelles de temps et d'espace (par exemple la chaîne SAFRAN-ISBA-MODCOU, la chaîne STICS-MODCOU, le modèle GARDENIA...). Si de telles approches présentent l'avantage de pouvoir être confrontées aux observations (possibilités de calage et de validation), aucune d'entre elles ne permet aujourd'hui de couvrir toute la gamme de transferts possibles à l'échelle d'une AAC à transferts mixtes. Par ailleurs, elles s'avèrent souvent difficiles à mettre en œuvre dans un cadre opérationnel, ne sont pas toujours adaptées aux besoins des gestionnaires ou restent simplement inapplicables en l'absence des données adéquates (souvent très exigeantes). C'est pourquoi des approches plus qualitatives ou « expertes » leurs sont souvent préférées pour caractériser la vulnérabilité ; elles autorisent en effet une approche « relativiste » et empirique, permettant de traiter les processus difficilement quantifiables en l'absence de données appropriées. **C'est ce second type d'approche qui a été préféré dans le cadre de ce travail en allant un peu au-delà des approches traditionnelles mais en prenant soin de ne pas perdre de vue la portée opérationnelle que doit avoir un tel outil.**

Les méthodes en question se réfèrent à deux grandes familles d'approches parmi lesquelles la plus utilisée est sans doute la méthode par croisement de scores (ou de rang), également dénommée cartographie à index. Elle recouvre de nombreuses déclinaisons, néanmoins la procédure reste globalement la même et passe par :

- (i) la détermination des propriétés du milieu influant sur la vulnérabilité ;
- (ii) la définition de classes destinées à transcrire les différents facteurs de vulnérabilité sous la forme de scores, allant d'une gamme de valeurs considérée comme présentant peu de risque jusqu'à une gamme pour laquelle le milieu est considéré comme vulnérable ;
- (iii) le croisement ou l'agrégation des différents scores ainsi obtenus (tableaux à n entrées, sommes ou produits de scores, pondérés ou non) pour déterminer la vulnérabilité résultante.

Le premier volet de la méthode IRIP (Dehotin et Breil, 2011) fournit un premier exemple, parmi les plus simples, d'utilisation de ce type d'approche, appliqué à la détermination des risques de ruissellement intense à l'échelle de petits bassins versants. Les différents facteurs de vulnérabilité pris en compte (Figure 3), au nombre de cinq, prennent chacun deux modalités, codées 0 (risque faible) ou 1 (risque fort) ; les scores sont ensuite sommés pour obtenir un score de vulnérabilité final, variant de 0 à 5, à l'échelle de chaque unité cartographique considérée.

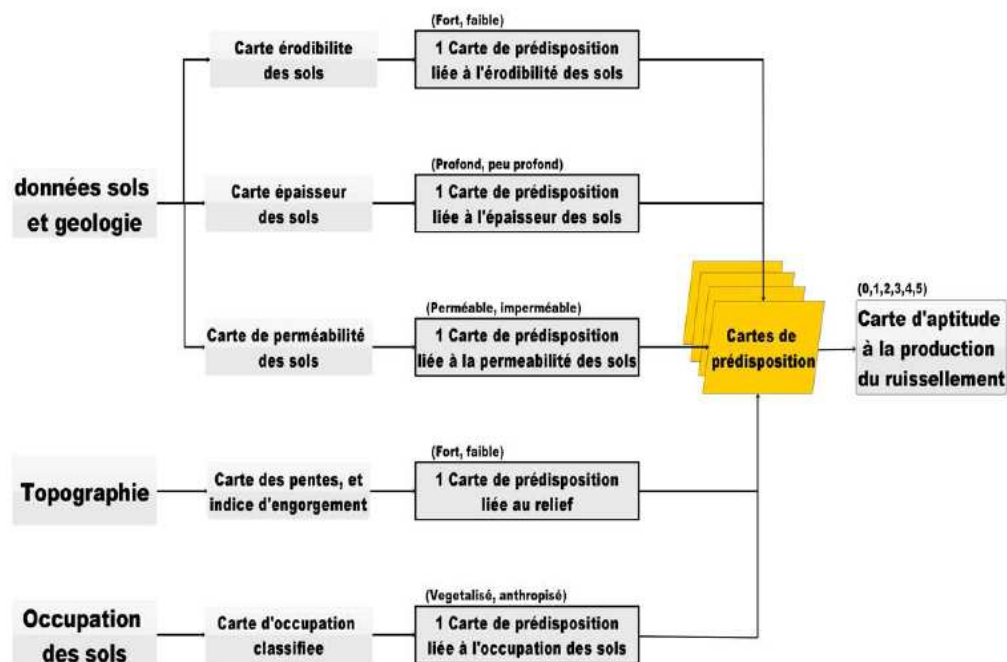


Figure 3 : Schéma de principe du premier volet de la méthode IRIP. Extrait de Dehotin et Breil (2011).

Parcelle drainée		Distance au réseau hydrographique (mètres)								
		> 200			De 20 à 200			< 20		
Protection aval	Longueur de pente	Pente (%)			Pente (%)			Pente (%)		
		< 3	3 à 5	> 5	< 3	3 à 5	> 5	< 3	3 à 5	> 5
Présence	< 50 m	6	12	20	22	31	41	38	50	63
	50 à 150 m	9	17	24	27	37	48	46	59	72
	> 150 m	11	20	29	32	42	55	54	68	82
Absence	< 50 m	9	17	26	30	41	52	51	65	79
	50 à 150 m	12	22	31	36	48	60	60	75	80
	> 150 m	16	26	37	42	55	68	69	84	100

Tableau 2 : Exemple de tableau n entrées employé dans la méthode SIRIS-Transfert (Aurousseau et al., 1998) pour déterminer le risque de transferts de pesticides à l'échelle de la parcelle vers les ressources en eaux superficielles (cas d'une parcelle drainée).

La méthode SIRIS-Transfert (Aurousseau *et al.*, 1998), utilisée pour déterminer le risque de transferts de pesticides à l'échelle de la parcelle vers les ressources en eaux superficielles, constitue un autre exemple qui repose cette fois sur le principe du tableau à n entrées. Les différents paramètres pris en compte (pente, distance du bas de la parcelle au cours d'eau, longueur de la pente de la parcelle, présence ou non d'un dispositif de protection en bas de parcelle, parcelle drainée) sont discrétisés en classes puis croisés selon un tableau donnant des scores de vulnérabilité allant de 0 à 100, déterminés par un collège d'experts (Tableau 2).

Parmi les méthodes de cartographie à index, on compte également un certain nombre d'approches, désormais bien établies et d'usage courant dans un cadre opérationnel, visant à caractériser la vulnérabilité des eaux souterraines telles que la méthode DRASTIC développée aux USA (Aller *et al.* (1987)), la méthode SYNTACS développée en Italie (Civita et Maio (1997)) et les méthodes développées plus spécifiquement en France pour les milieux karstiques : EPIK (Dorfliger (1996)), RISKE (Petelet-Giraud *et al.* 2000) et PAPRIKA (Dorfliger *et al.* 2004) ou en Suisse pour les milieux de socle fracturé : DISCO (Pochon et Zwahlen, 2003)

Encore une fois, ces méthodes traduisent les différents facteurs de vulnérabilité (définis selon le type d'aquifère étudié) sous la forme de scores, en s'aidant parfois d'étapes intermédiaires faisant appel à des tableaux n entrées. Les scores relatifs à chaque critère de vulnérabilité sont ensuite combinés par l'intermédiaire d'une somme pondérée. L'attribution de poids aux différentes variables permet alors de hiérarchiser l'importance relative de chaque critère dans la vulnérabilité finale.

Ce type d'approche a notamment été retenu et adapté dans le guide de référence destiné à cartographier la vulnérabilité des captages d'eaux souterraines dans le cadre des procédures de diagnostic d'AAC (Vernoux *et al.* 2007). Depuis sa publication, cette méthode a déjà fait l'objet de nombreuses applications en contextes variés (la méthode est en effet la plus souvent citée dans les CCTP) et un rapport a été consacré à l'analyse de quelques retours d'expérience (Vernoux *et al.*, 2011). Celui-ci pointe notamment les limites et difficultés liées à la disponibilité des données mais aussi des disparités dans la mise en œuvre de la méthode, pouvant conduire à des incohérences pour des AAC pourtant voisines. Des manques sont également signalés : au regard du rôle joué par la couverture pédologique, insuffisamment détaillé, ou lorsque des transferts superficiels interviennent dans l'alimentation du captage (cas des AAC à transferts mixtes). Ces manques ont dans certains cas amené les chargés d'étude à proposer eux-mêmes des adaptations, pas toujours bien explicitées et parfois inappropriées.

On signalera qu'une approche très similaire dans son principe a également été proposée sur le bassin Adour-Garonne pour traiter le cas de la vulnérabilité des eaux superficielles (AEAG, 2010). Elle comprend plusieurs combinaisons linéaires de paramètres classifiés, correspondant à autant d'étapes destinées à fournir un ensemble de scores intermédiaires, par grandes catégories de processus. Ces scores sont eux-mêmes combinés pour déterminer la vulnérabilité finale. On note en particulier ici qu'il est explicitement introduit une distinction entre la vulnérabilité de la ressource d'une part et celle du captage (la cible) d'autre part. Aucune distinction n'est faite en revanche entre les différents modes de transferts superficiels.

La seconde famille de méthodes visant à caractériser la vulnérabilité des ressources en eau de manière qualitative correspond à l'usage d'arbres de décision. Un bon exemple en est donné par la méthode de diagnostic des transferts à l'échelle de la parcelle proposée par le CORPEN (CORPEN, 1999). La Figure 4 en illustre le principe : différents critères (indices d'hydromorphie, présence de drains...) sont relevés sur le terrain pour déterminer un ensemble de situations de transfert types, avec déclinaisons selon la saison. Le mode de décision binaire et hiérarchisé adopté ici offre l'avantage d'être particulièrement explicite et transparent. De plus, si le résultat obtenu reste très qualitatif et ne permet pas de chiffrer directement un niveau de vulnérabilité, le schéma conceptuel et mécaniste de partage entre les voies d'écoulement résultant des différentes combinaisons s'avère intéressant en ce qu'il permet au final de traiter conjointement les principaux processus de transferts dans le sol et d'assurer une certaine cohérence d'ensemble (la taille des flèches peut être vue comme proportionnelle au risque relatif).

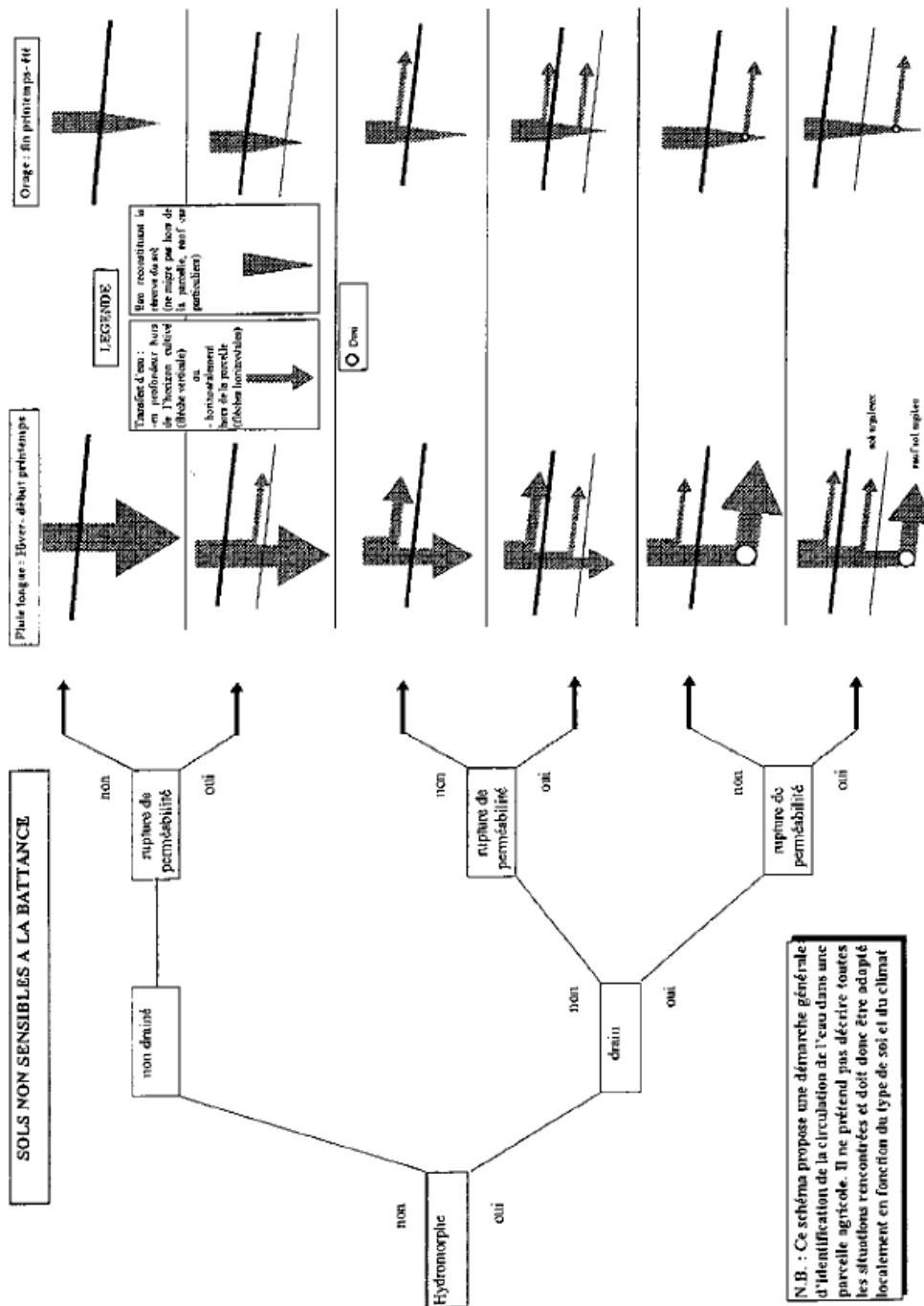


Figure 4 : Schéma de principe de l'approche proposée par le CORPEN pour caractériser la vulnérabilité aux transferts hydriques à l'échelle de la parcelle (extrait de CORPEN, 1999)

Pour finir, on citera l'approche ARPEGES (Gauroy *et al.*, 2012) destinée à déterminer le risque de contamination des masses d'eau de surface par les pesticides à l'échelle du territoire français. Cette méthode assez sophistiquée fait appel à un arbre de décision probabiliste et au formalisme des réseaux bayésiens. Elle distingue plusieurs niveaux de vulnérabilité intermédiaires (vulnérabilité intrinsèque aux différents types de transferts superficiels, vulnérabilités spécifiques chronique et aiguë par catégorie de pesticides et par saison) jusqu'au risque de contamination final, soit autant de cartes destinées à faciliter l'interprétation des résultats et la prise de décision. Les facteurs de vulnérabilité sont là aussi interprétés sous la forme de classes discrètes mais leurs influences mutuelles sur la vulnérabilité (liens de causalité) sont cette fois traduites sous la forme de probabilités conditionnelles (si le critère $c1$ a telle probabilité d'être observé et le critère $c2$ telle autre, alors la

vulnérabilité résultante a telle probabilité d'appartenir à la classe C). Une telle approche offre notamment l'avantage de pouvoir caractériser le degré de confiance accordé aux différents résultats selon que telle classe de risque domine ou non les autres sur chaque entité spatiale considérée (ici, les masses d'eau de surface), en fonction de la résolution et de la variabilité spatiale des données.

2.2. Discussion et explicitation des concepts méthodologiques mobilisés

2.2.1. *Transferts mixtes : hiérarchie et complémentarité des processus*

A l'exception de rares approches de modélisation particulièrement complexes, aucune des méthodes existantes ne permet vraiment de répondre au besoin de caractérisation de la vulnérabilité intrinsèque de territoire où interviennent des transferts mixtes, au sens d'une caractérisation distinguant les différents transferts en jeu. Si certaines approches abordent ce type de cas, on constate que la cartographie de la vulnérabilité qui est finalement établie ne permet pas de distinguer explicitement les types de transferts en présence. C'est par exemple le cas des approches de cartographie de la vulnérabilité en milieu karstique (e.g. méthode PAPRIKA, Dorfliger *et al.*, 2004) où, s'il est bien tenu compte des phénomènes de ruissellement en amont des zones de d'infiltration préférentielle (dolines, engouffrements), la carte résultante n'indique pas qu'il s'agit de ruissellement, ni dans quelle proportion. **La distinction entre les différents modes de transfert en présence et la caractérisation de leur importance relative se révèle pourtant nécessaire pour déterminer au mieux quel(s) type(s) d'action de protection mettre en œuvre et préciser leur positionnement sur l'AAC.** L'idéal est alors de proposer une carte par type de transfert, comme préconisé par Le Hénaff et Gauroy (2011). A cet égard, la méthode proposée par le CORPEN (CORPEN, 1999), même si elle ne permet pas réellement de restituer des niveaux chiffrés de vulnérabilité, est sans doute la plus proche de cet objectif. La vision mécaniste simplifiée sur laquelle elle repose permet en outre d'assurer la complémentarité des processus de transfert et donc une certaine cohérence des résultats. **Ce schéma conceptuel et le principe de complémentarité seront retenus par la suite comme des éléments de base de la méthodologie proposée.**

2.2.2. *Choix et pertinence des critères de vulnérabilité*

Dans les approches « expertes », le choix des critères de vulnérabilité est assez variable d'une méthode à une autre selon les objectifs fixés, les spécificités liées à l'échelle d'application et selon le type et le format de données disponibles. Certains relèvent seulement de la vulnérabilité intrinsèque, considérés comme invariants (climat, topographie, caractéristiques du sol et du sous-sol), d'autres intègrent des éléments de vulnérabilité opérationnelle (éléments du paysage, occupation du sol et pratiques culturelles), d'autres enfin vont jusqu'à la caractérisation de la vulnérabilité spécifique, en tenant compte du comportement des différents types de substance dans le milieu. Quel que soit le résultat recherché, le choix des critères en question s'attache à s'approcher plus ou moins directement des déterminants physiques expliquant les différents mécanismes en jeu et l'on constate heureusement une certaine convergence entre les critères retenus pour caractériser un même type de vulnérabilité (par exemple, la pente, la perméabilité du sol et l'intensité pluviométrique sont souvent prises en compte, conjointement ou non, pour déterminer le risque de ruissellement). Des différences peuvent en revanche apparaître dans la conceptualisation des critères en fonction de l'échelle d'étude. L'effet de la pente sur le risque de ruissellement ne sera par exemple pas formalisé de la même manière à l'échelle de la parcelle (le critère retenu est généralement la pente moyenne de la parcelle) et à l'échelle d'un petit bassin où la variabilité spatiale du déterminant physique oblige à adopter une autre façon d'appréhender la donnée (on travaillera par exemple sur un critère s'exprimant comme une « proportion de pentes dépassant une valeur donnée »). **Toujours est-il que les choix effectués restent généralement très simplificateurs et occultent souvent la complexité réelle des processus et des interactions en jeu. Cette simplification présente toutefois un intérêt : elle permet de se prononcer *a minima* sur l'importance relative d'un risque de transfert en l'absence de connaissance précise d'un processus et/ou de données adéquates. En contrepartie, ce type de raisonnement doit amener à s'interroger sur la part d'incertitude associée à la (mé)connaissance du mécanisme et de la décision d'expert qui en résulte.**

2.2.3. *Place de la décision d'expert*

La question de la place accordée ou non à la décision d'expert⁵ est particulièrement délicate. Les valeurs recommandées par les différentes méthodes ont généralement fait l'objet de réflexions approfondies (revue bibliographique, tests de sensibilité, expérience de terrain) pour assurer leur validité dans la plupart des situations rencontrées en pratique. Il semble en effet utile de fournir un cadre suffisamment uniforme, basé sur une signification physique, pour permettre une comparaison des résultats obtenus d'un territoire à l'autre et assurer *a minima* une certaine cohérence dans le cas de territoires juxtaposés. En contrepartie, une approche trop rigide ou trop « généraliste » peut entraîner un risque de ne pas voir ressortir suffisamment les contrastes de vulnérabilité sur certains territoires. Elle peut également se trouver en défaut dans des contextes particuliers que seule l'expertise saura identifier. Le recours à l'expertise apparaît donc comme un élément à part entière de la démarche mais doit être dûment justifié et s'appuyer sur une bonne connaissance locale des processus de transfert en jeu. **Là aussi, la solution envisagée dans la suite de ces travaux pour répondre à cette problématique est de se placer dans un cadre probabiliste où l'incertitude sur les mécanismes en jeu se traduira par une « marge d'erreur » autour de la décision d'expert (cf. section 3.4).**

2.2.4. *La disponibilité et la qualité des données : principales limites et sources d'incertitude*

Un problème supplémentaire, souvent rencontré dans la mise en application des différentes méthodes citées précédemment, est la gestion de l'absence ou de l'imprécision de certaines données (situation malheureusement fréquente). Ce problème, lorsqu'il ne conduit pas simplement à rendre la méthode inapplicable ou trop imprécise, est parfois contourné de manière insatisfaisante. Dans le cas de données absentes, le guide du BRGM propose par exemple de procéder tout de même au calcul à partir des autres critères de vulnérabilité disponibles en réajustant les facteurs de pondération au *pro rata* de leurs poids dans la combinaison linéaire. Dans ce cas, l'élimination pure et simple d'un critère de vulnérabilité pas manque de données semble discutable, *a fortiori* s'il s'agit d'un critère important vis-à-vis de la vulnérabilité, tel que le rôle de la couverture pédologique pour laquelle les données font souvent défaut. La question de l'imprécision des données (résolution spatiale) face à la variabilité naturelle des propriétés physique est elle aussi souvent occultée. Il en résulte que le résultat fourni – l'évaluation de la vulnérabilité à l'échelle de chaque unité géographique – est univoque alors qu'il dissimule une certaine part de variabilité qui n'est pas explicitée et peut induire une erreur d'interprétation. **Encore une fois la prise en compte de l'incertitude doit permettre de traiter ce problème et, comme dans le cas de la décision d'expert, il sera proposé d'adopter ici aussi un cadre probabiliste pour en tenir compte.**

2.2.5. *Prise en compte de l'évolution temporelle de la vulnérabilité en fonction de facteurs climatiques*

Plusieurs méthodes proposent d'introduire une distinction saisonnière dans l'évaluation de la vulnérabilité, en tenant compte de facteurs climatiques. En effet, il est attendu que les risques de transfert ne soient pas constants au cours de l'année, en fonction des quantités d'eau disponibles pour produire des écoulements, avec en première approche, une saison hivernale propice aux écoulements et une saison estivale pour laquelle le bilan hydrique, généralement déficitaire, limite fortement la possibilité de voir des transferts se produire.

Pour affiner ce raisonnement, la démarche retenue par la suite consistera à évaluer les volumes d'eau susceptibles de participer aux transferts. Il en sera ensuite déduit des facteurs permettant de pondérer les niveaux de vulnérabilité au cours du temps. **Ainsi, l'évaluation de la vulnérabilité sera effectuée en deux temps en découplant la caractérisation des risques relatifs par type de transfert et celle liée aux facteurs climatiques. La première est alors considérée comme invariante, intrinsèquement liée aux propriétés**

⁵ Celle-ci peut intervenir à différents niveaux : définition des classes de vulnérabilité, choix des pondérations entre scores de vulnérabilité, définitions des scores résultants dans un tableau *n* entrée, ordre des opérations dans les systèmes hiérarchisés...

physiographiques de chaque entité géographique (caractéristiques relatives au sol, à la topographie, à la géologie...), en se plaçant dans une situation théorique où l'eau n'est pas un facteur limitant. La seconde étape sera par contre une façon de moduler ce risque relatif en fonction de l'eau réellement disponible pour produire des écoulements. Par exemple : une zone intrinsèquement vulnérable à l'infiltration présentera finalement peu de risque de transfert si la pluie efficace s'avère nulle ou très faible sur une période donnée. Ce raisonnement présente l'avantage d'offrir une approche par étapes, plus lisible, qui pourra faciliter l'interprétation des résultats.

2.3. Bonnes pratiques pour la cartographie de vulnérabilité d'une AAC et données mobilisables

2.3.1. Format de restitution cartographique

Si les besoins en matière de données et de rendu cartographique devraient idéalement être prévus pour restituer le plus fidèlement possible les variations spatiales de vulnérabilité par types de transfert, il ne peut être question de travailler avec la même précision pour l'ensemble des AAC. En effet, les emprises concernées peuvent s'avérer très hétérogènes selon les contextes hydrologiques et hydrogéologiques : de quelques hectares pour le prélèvement de petites ressources en eau souterraines en milieu très compartimenté à plusieurs centaines (voire milliers) de km² pour le prélèvement de ressources en eau superficielles. **En pratique, il sera donc recommandé d'adapter l'échelle de restitution à la dimension de l'AAC.** Pour ce faire Le Henaff et Gauroy (2011) proposaient de se donner pour ordre de grandeur une restitution des résultats au format A4, comme reporté dans le Tableau 3.

Surface de l'AAC		Échelle de restitution sur un format A4	Résolution optimale des données
Très petites Aires	Quelques km ²	1/5 000°	50 m
Petites Aires	< 30 km ²	1/25 000°	250 m
Aires moyennes	30 à 100 km ²	1/50 000°	500 m
Grandes Aires	100 à 500 km ²	1/100 000°	1 km
Très grandes Aires	500 à plus de 2000 km ²	1/250 000°	2,5 km

Tableau 3 : Échelles de restitution des résultats et résolution optimale des données en fonction des dimensions de l'AAC

On remarquera que ces recommandations fournissent indirectement une indication sur la résolution attendue des données nécessaires à la bonne mise en œuvre des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité. En pratique, la précision de tout ou partie des données disponibles pourra néanmoins s'avérer insuffisante (cf. section 2.3.2 relative aux données mobilisables), tant au regard de l'échelle de restitution souhaitée qu'au regard de la variabilité spatiale des processus de transfert. Sauf s'il apparaît de manière certaine et évidente que la donnée recherchée présente une certaine uniformité spatiale (cas qui sera par exemple assez fréquent pour les caractéristiques climatiques pour les petites et très petites AAC et en l'absence de relief), une trop forte disparité entre la résolution attendue et la résolution des données disponibles (dont on fera un inventaire préalable au moment de la rédaction du CCTP) devra inciter les opérateurs à entreprendre une phase d'acquisition de données complémentaires, sous peine d'obtenir des résultats trop incertains (cf. section 3.4.2).

Une autre conséquence se trouve être que l'interprétation des résultats en terme de positionnement des actions sera bien entendu beaucoup plus approximative pour les Aires d'Alimentation les plus vastes (grandes et très grandes Aires). **Dans ce cas de figure, il sera préférable de se ramener à une échelle plus détaillée en ciblant des secteurs particuliers, soit sur la base des secteurs identifiés comme sensibles lors du diagnostic des pressions (si celui-ci existe déjà) soit, plus simplement, sur la base d'un examen préalable de l'occupation du sol, en différenciant par exemple les zones boisées, peu ou pas génératrices de pollutions, des zones cultivées.** Au sein de celles-ci, on pourra encore distinguer les types de cultures les plus fortement consommateurs d'intrants, par exemple les cultures céréalières par opposition aux prairies permanentes. L'échelle de restitution pourra ainsi être plus fine sur les secteurs ciblés (pour lesquels un effort d'acquisition de données sera par ailleurs nécessaire) et plus grossière sur le reste de l'AAC⁶.

Sur le même principe, la démarche méthodologique pourra également être adaptée selon les cas pour bien décrire le territoire et/ou valider les choix effectués : approche experte associée à un diagnostic de terrain exhaustif pour les petites et très petites AAC ou approche plus grossière pour les plus grandes aires d'alimentation mais pouvant nécessiter un déplacement sur quelques secteurs représentatifs, préalablement identifiés, qui permettront en quelques jours de dégrossir le travail en réalisant une typologie des principales situations de transferts hydriques.

Enfin, un paramètre important du rendu cartographique repose sur le type d'objets spatiaux manipulés et la définition des unités cartographiques. En effet, l'usage de Systèmes d'Information Géographique (SIG), incontournables pour l'application efficace de la méthode présentée ici (visualisation, superposition et combinaison de l'information spatiale), permet d'envisager plusieurs solutions. **Comme souvent, le choix le plus simple en termes de manipulation des données sera sans doute un travail au format « raster », en discrétisant l'AAC en mailles élémentaires (régulières ou non) sur la base de la résolution choisie. Cependant un rendu au format vectoriel à l'échelle de la parcelle (ou de tout autre polygone correspondant à une réalité physique, agricole ou administrative), pourra parfois paraître plus adapté pour l'interprétation opérationnelle des résultats.** Dans tous les cas, un soin particulier sera apporté aux traitements réalisés pour assurer le transfert adéquat des données vers chaque unité cartographique (*i.e.* opérations d'agrégation, de désagrégation, d'intersection...). **Une approche mixte pourra enfin être envisagée si la cartographie nécessite la représentation d'éléments ponctuels ou linéaires (par exemple des points d'infiltration préférentielle) en plus d'une information surfacique.**

2.3.2. Données mobilisables

L'annexe 1 propose une synthèse des bases de données mobilisables à l'échelle nationale. Les données en question se présentent sous différents formats, spatialisés ou non, mais constituent une base de travail intéressante. En complément, d'autres sources de données plus locales seront le plus souvent nécessaires pour affiner ou compléter la connaissance du territoire. Il conviendra alors de se rapprocher des services en possession de ces données (DDT, DREAL, Agences de l'Eau, Chambres d'Agriculture...). A cet égard la compilation des études hydrologiques et hydrogéologiques existantes, locales voire régionales (*i.e.* études relevant de contextes similaires), paraît être une étape indispensable, en particulier lorsque le captage a déjà fait l'objet d'une procédure de Déclaration d'Utilité Publique (DUP) dans le cadre de la délimitation de ses périmètres de protection (il sera notamment important de veiller à vérifier la cohérence entre les limites des périmètres de protection avec celles de l'AAC). Ces études apporteront en effet un ensemble de connaissances préalables sur le captage et son environnement et permettront alors d'identifier assez rapidement les compléments requis pour mener à bien les études de délimitation et de vulnérabilité de l'AAC.

⁶ Attention, il n'est pas question de s'affranchir ici de cartographier la vulnérabilité sur l'ensemble de l'AAC dans la mesure où il reste important de disposer d'une information *a minima* pour identifier les zones où les pratiques actuelles doivent être préservées afin d'éviter l'apparition de nouveaux problèmes.

Bien entendu, la plupart de ces données demanderont une étape préalable de critique et parfois des prétraitements plus ou moins complexes avant d'être employées (par exemple : traitement d'un MNT pour le calcul des pentes, calcul d'un indice de battance à partir des données de texture du sol...).

La disponibilité des données est souvent le principal facteur limitant dans le cadre des études de délimitation et de cartographie de vulnérabilité d'une AAC. Dans le cas où certaines données fondamentales seraient manquantes ou trop grossières pour être exploitées (données de pédologie notamment), le CCTP devra impérativement mentionner les besoins en la matière et imposer la mise à disposition des données ainsi acquises pour une capitalisation ultérieure.

3. PRÉSENTATION DE LA MÉTHODE

Les éléments exposés ici donnent le détail de la démarche proposée en se repositionnant par rapport aux éléments de discussion abordés en section 2.2. Il est ainsi question d'expliciter :

- les mécanismes et propriétés physiques du milieu suggérés pour décrire la répartition des risques attribués aux différents modes de transferts de l'eau, ainsi que les données mobilisables et leurs modalités d'interprétation,
- le mode de combinaison entre critères,
- l'intégration de l'incertitude pour tenir compte de la part d'arbitraire liée à l'expertise et à la précision des données disponibles,
- et enfin la prise en compte des facteurs climatiques dans l'évolution de la vulnérabilité au cours du temps.

3.1. Hiérarchisation des modes de transfert et concept de part relative de risque

Comme évoqué en introduction, la démarche proposée repose en premier lieu sur un raisonnement consistant à **décrire de manière simplifiée les mécanismes de transfert d'eau à la surface du sol et dans celui-ci**. Ce raisonnement, inspiré du schéma conceptuel proposé par le CORPEN (CORPEN, 1999), fait intervenir plusieurs étapes successives destinées à refléter la répartition de l'eau selon les différents modes d'écoulement au cours de sa traversée du sol, depuis la surface jusqu'au substratum⁷, tout en assurant une cohérence d'ensemble. **On rappellera que la notion de répartition renvoie ici à la répartition relative des risques attribués à chaque type de transfert et non à une évaluation objective et absolue des flux**. Ainsi le raisonnement sous-jacent reviendra par exemple à considérer que si le risque de ruissellement en surface est fort, le risque d'infiltration sera nécessairement faible. Pour des raisons pratiques de calcul qui apparaîtront par la suite (cf. section 3.3), les parts relatives de risque ne seront pas chiffrées à l'aide de scores entiers comme traditionnellement dans ce type d'approche mais à l'aide de pourcentages, en suivant la grille donnée en exemple ci-dessous. La notion de bilan sera alors respectée en s'assurant que la somme des parts relatives attribuées aux différents types de transfert au cours de chaque étape atteint effectivement 100 %.

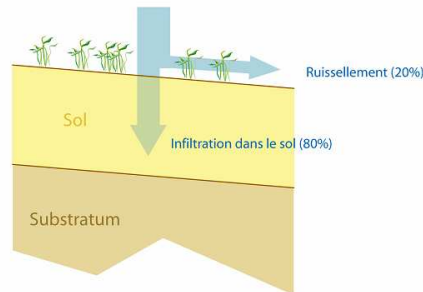
Risque de transfert	Part relative (%)
Très faible	0 - 20 %
Faible	21 - 40 %
Moyen	41 - 60 %
Fort	61 - 80 %
Très fort	81 - 100 %

Tableau 4 : Grille de concordance entre risque de transfert qualitatif et chiffrage en parts relatives de risque

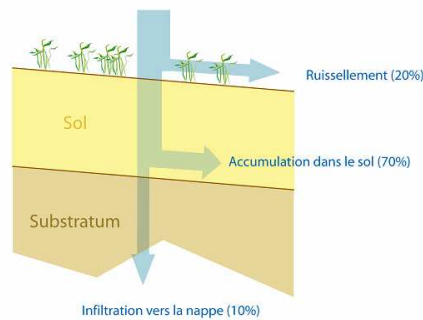
⁷ Défini ici au sens des pédologues comme étant le substrat géologique sur lequel repose le sol et à partir duquel il s'est développé (i.e. la roche mère)

Les étapes successives du raisonnement proposé pour refléter la hiérarchie des mécanismes de transferts dans le sol sont décrites ci-après (Figure 5). On rappellera que l'on se place ici dans une situation théorique où la quantité d'eau disponible n'est pas un facteur limitant (autrement dit, la réserve utile est considérée comme atteinte).

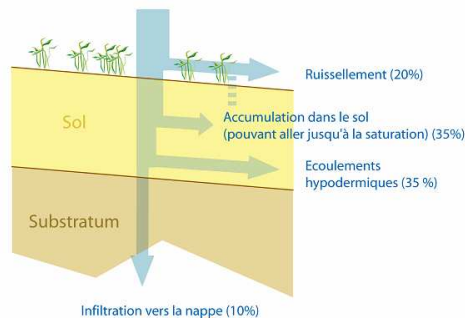
ETAPE 1 : Bilan du ruissellement hortonien après interception par la surface



ETAPE 2 : Bilan de l'infiltration profonde à l'interface sol-substratum



ETAPE 3a (en l'absence de drains) :
Bilan de l'eau exportée en sub-surface par écoulements hypodermiques



ETAPE 3b (en présence de drains) :
Bilan de l'eau exportée par drainage agricole

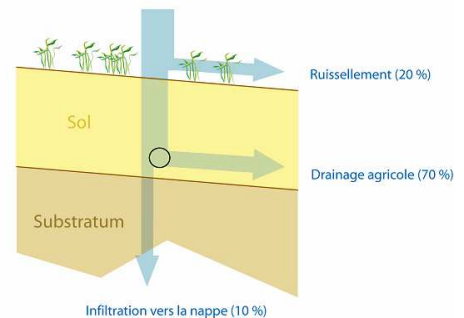


Figure 5 : Schéma conceptuel retenu pour décrire les mécanismes de transferts hydriques (des parts relatives de risques prises ici arbitrairement sont données en exemple à chaque étape)

Le premier terme du bilan correspondra à l'interception par la surface qui répartit l'eau reçue au sol entre une part de ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration (ou ruissellement hortonien) et une part d'infiltration dans le sol.

La part d'eau infiltrée poursuivra son transfert vertical jusqu'au moment de rencontrer soit un horizon imperméable (ou significativement moins perméable) soit le substratum. Selon les cas, l'eau en question sera alors en mesure de continuer à s'infiltrer ou bien, au contraire, de s'accumuler dans le profil de sol en proportions variables (les deux phénomènes pouvant coexister à différents degrés en cas de contraste de perméabilité plus ou moins fort entre le sol et le substratum).

La part d'eau non infiltrée pourra enfin se répartir entre une part d'écoulement latéral en sub-surface (écoulement dit hypodermique) et l'apparition d'un risque de ruissellement de toute l'eau reçue en excédent (ruissellement sur surface saturée).

La présence de dispositifs fonctionnels de drainage agricole, le plus souvent associés à des contextes où l'eau s'accumule dans le profil de sol, sur substratum peu ou pas perméable, pourra néanmoins limiter fortement (voire annuler) le risque de saturation ; l'eau excédentaire dans le profil étant exportée latéralement de manière rapide à partir d'une certaine profondeur. En présence de tels dispositifs, il sera considéré que les risques d'écoulement hypodermiques et de ruissellement sur surface saturée seront annulés au profit du risque de transfert par drainage.

Si l'on s'en tient à cette structure conceptuelle relativement simple, la répartition des risques entre les différents types de transferts ne fait intervenir que trois étapes successives (avec deux déclinaisons selon la présence de dispositifs de drainage ou non), permettant de déterminer le risque associé à l'un des cinq types de transfert et un « risque résiduel » (complémentaire) pris en compte à l'étape suivante. A chacune de ces étapes va correspondre un ou plusieurs critère(s) physique(s) propre(s) au milieu, permettant de déterminer la part relative de risque attribuée à chacun des transferts.

3.2. Critères de partition

Sont présentées ici les propriétés physiques du milieu jugées pertinentes pour servir de critères de répartition entre les risques attribués aux différents modes de transfert selon les trois étapes définies précédemment. **Ces critères, inspirés de ce que l'on trouve le plus fréquemment dans la littérature, ont été envisagés au regard des mécanismes à expliquer mais aussi et surtout en fonction de la nature des données mobilisables et de leur interprétation.** Il sera donc exposé des éléments en ce sens, en proposant notamment quelques ordres de grandeur destinés à orienter/encadrer la décision d'expert sur la part relative de risque attribuée à chaque mode de transfert.

Comme dans la plupart des approches de ce type, les solutions proposées se concentrent sur les déterminants physiques considérés comme prédominants dans l'explication des mécanismes décrits. Dans bien des cas, ces solutions pourraient être affinées pour accéder à un plus haut niveau de complexité et de réalisme. Quelques éléments de discussion sont donc proposés à ce sujet. Il ne faut toutefois pas perdre de vue que ce degré de sophistication supplémentaire doit être mis en perspective des moyens – techniques et financiers – à mettre en œuvre pour recueillir les données nécessaires (alors que la disponibilité des données de bases, notamment pédologiques, s'avère déjà bien souvent limitante).

3.2.1. Bilan du ruissellement hortonien après interception par la surface

La première étape du bilan consiste à répartir les risques entre le ruissellement de surface par dépassement de la capacité d'infiltration du sol et infiltration dans le profil. Deux critères sont envisagés ici conjointement pour déterminer la répartition relative entre ces deux compartiments :

- La capacité d'infiltration des sols
- La sensibilité du sol à la battance

La part relative de risque attribuée au ruissellement correspondra à la valeur maximale issue de chacun de ces deux critères (et inversement le risque résiduel – la part relative d'infiltration dans le sol – se référera à la valeur minimale).

Le premier de ces deux critères renvoie directement au concept de ruissellement hortonien qui se produit lorsque l'intensité pluvieuse excède la capacité d'infiltration du sol (autrement dit sa perméabilité en surface). Si ce mécanisme apparaît comme relativement complexe à décrire à l'échelle d'un événement pluvieux (équations d'infiltration en régime transitoire pour décrire l'évolution du front d'infiltration), il est approché ici de manière simpliste en considérant le risque de ruissellement comme ne dépendant que de l'ordre de

grandeur de la perméabilité du sol. L'influence de la teneur initiale en eau des sols sur le taux d'infiltration, variable par nature, est négligée.

Idéalement, une donnée quantitative de conductivité hydraulique à saturation pourra permettre de caractériser les possibilités d'infiltration dans le sol. Cette grandeur, qui s'exprime en mm/h, présente l'avantage d'être directement comparable à une intensité pluviométrique, permettant ainsi de chiffrer un risque de manière relativement explicite (cf. encart ci-dessous). C'est une grandeur directement mesurable sur le terrain ou en laboratoire (tests d'infiltrométrie) mais dont la représentativité spatiale reste évidemment limitée (tant au sein d'une même parcelle qu'au sein d'un même profil vertical de sol) et dont l'acquisition par mesure s'avère difficilement généralisable sur de grandes superficies. Pour contourner ces difficultés et obtenir une donnée spatialisée, il pourra être utile de faire appel à des règles ou fonctions de pédo-transfert qui permettent de déduire la conductivité hydraulique à saturation à partir de données de texture du sol, voire de la classe texturale (Schaap *et al.*, 2001, Nemes *et al.*, 2001, Verreken *et al.*, 2010). Ce type de donnée, dit d'analyse des terres, est généralement disponible *a minima* dans les relevés pédologiques réalisés sur le territoire à différentes échelles spatiales (cf. annexe 1).

A titre d'exemple, quelques ordres de grandeur de répartition entre risque de ruissellement et d'infiltration en fonction de la conductivité hydraulique à saturation (mis en regard de la texture dominante) sont donnés ci-dessous (Tableau 5). Ces chiffres tiennent compte de la distribution des intensités pluviométriques horaires sur le plan national et doivent être adaptés localement.

La prise en compte des intensités pluvieuses ?

Pour aller plus loin et affiner le raisonnement, il pourrait également être envisagé de tenir compte de caractéristiques climatiques en rapport avec l'intensité des précipitations. En effet, un sol peu filtrant recevant des pluies de faible intensité sera moins sensible au ruissellement qu'un sol moyennement filtrant recevant des pluies de forte intensité. Une solution en ce sens consisterait à comparer la distribution des intensités pluviométriques (au pas de temps horaire) avec la capacité d'infiltration du sol et déterminer quelle proportion d'épisodes pluvieux est susceptible de générer du ruissellement pour en déduire la part relative de risque. Une telle approche a notamment été adoptée dans l'exemple d'application présenté dans la seconde partie de ce rapport.

Cette solution s'avère toutefois source d'une certaine incertitude, que ce soit en raison des approximations liées à l'emploi de fonctions de pédo-transfert, de la résolution spatiale des données et de la représentativité de celles-ci vis-à-vis du profil de sol (la donnée est-elle relative à la texture des premiers horizons de surface ? de l'ensemble du profil ?). Enfin une limite importante reste la difficulté à prendre en compte l'influence de la pierrosité, de la structure du sol (en lien notamment avec la macroporosité qui peut constituer une voie d'infiltration importante dans des sols intrinsèquement peu perméables) et/ou de l'état de surface du sol (horizon labouré, tassement lié au passage des engins agricoles...) au travers de ce type de calcul. Encore une fois, **ces limites résultent de simplifications conceptuelles en rapport avec la possibilité de décrire les différents mécanismes d'écoulement à partir des données disponibles et font ressortir l'importance de tenir compte de l'incertitude associée aux simplifications réalisées** (cf. section 3.4).

Pour ces raisons et sans nécessairement induire plus d'incertitude, il peut être tout aussi légitime de s'appuyer plus simplement sur une description des profils pédologiques, interprétée par l'expert du point de vue du fonctionnement hydrique des sols. Bien que beaucoup plus qualitative, une telle approche pourra s'avérer intéressante pour tenir compte d'effets difficilement quantifiables tels que ceux induits par la structure du sol voire par l'état de surface du sol, en rapport avec les pratiques culturales (labour, binage, enracinement des cultures...). **Ainsi, la détermination des parts relatives de risque n'est pas assujettie à un type de donnée particulier ; elle peut aisément être adaptée aux données disponibles et/ou au degré de connaissance de l'opérateur vis-à-vis du territoire étudié.**

Conductivité hydraulique à saturation (mm/h)	Part relative de risque (%)	
	Ruissellement hortonien	Infiltration dans le sol
Ksat < 1 (Argiles dominantes)	90 (Très fort)	10 (Très faible)
1 < Ksat < 2 (limon argileux)	75 (Fort)	25 (Faible)
2 < Ksat < 5 (limons)	50 (Moyen)	50 (Moyen)
5 < Ksat < 10 (limons sableux)	25 (Faible)	75 (Fort)
Ksat > 10 (Sables dominants)	10 (Très Faible)	90 (Très Fort)

Tableau 5 : Parts relatives de risque associées au ruissellement hortonien et à l'infiltration dans le sol en fonction de la conductivité hydraulique à saturation du sol.

Le choix du second critère de partition, lié à la battance, se justifie par le phénomène de « fermeture du sol » qui en résulte, autrement dit une imperméabilisation de surface. A ce titre, la battance est souvent identifiée comme un critère clé dans la génération de ruissellement. Le phénomène de battance est assez facilement observable sur le terrain et correspond, dans les sols à faible stabilité structurale (sols à texture limoneuse dominante et pauvres en matière organique), à la destruction des agrégats du sol par les gouttes de pluies conduisant à la formation d'une croûte ou d'un feuilletage de surface s'opposant à l'infiltration. A l'échelle de la parcelle, une observation de terrain permet souvent de se prononcer sur le caractère battant ou non des sols. Ce type d'observation reste toutefois difficilement généralisable à l'échelle de toutes les parcelles d'une AAC. A l'image de la conductivité hydraulique à saturation, il est en revanche possible de « chiffrer » la sensibilité à la battance à l'aide d'un indice déduit des données de texture (Rémy et Marin-Laflièche, 1974) :

$$IB = (1.5 * \text{Limons fins} + 0.75 * \text{Limons grossiers}) / (\text{Argile} + 10 * \text{Matière organique}) [- 0.2 (pH - 7) \text{ si } pH > 7]$$

L'interprétation de cet indice en termes de « production de ruissellement » est en revanche peu documentée et s'avère particulièrement incertaine, en particulier lorsqu'il prend une valeur moyenne. Les classes ci-dessous sont donc données à titre indicatif (Tableau 6). **On pourra en particulier suggérer de confronter les valeurs prises par l'indice sur un territoire donné à des observations de terrain pour déterminer à partir de quelle valeur le phénomène de battance (et le ruissellement qui en résulte) s'exprime localement.**

Indice de battance	Part relative de risque (%)	
	Ruissellement hortonien	Infiltration dans le sol
< 1.4	10 (Faible)	90 (Fort)
1.4 < Ib < 1.8	50 (Moyen)	50 (Moyen)
> 1.8	90 (Fort)	10 (Faible)

Tableau 6 : Parts relatives de risque associées au ruissellement hortonien et l'infiltration dans le sol en fonction de la battance (dans le cas théorique d'un sol nu).

Le phénomène de battance est par ailleurs fortement conditionné aux pratiques agricoles (travail et couverture du sol) et peut ainsi faire l'objet de mesures de gestion spécifiques, destinées à limiter sa survenue dans les parcelles cultivées. La présence d'une couverture hivernale des sols (type CIPAN ou résidus de culture)

ou le travail du sol dans un contexte sensible à la battance pourront ainsi limiter la vulnérabilité au ruissellement hortonien. Idéalement, il conviendrait donc de moduler ces scores en fonction de l'évolution de l'état de surface du sol dans le temps, selon l'occupation du sol⁸ et au gré des interventions culturales sur les parcelles (on rejoint par là la notion de vulnérabilité opérationnelle). Cela implique toutefois la définition de scénarios d'assolement et d'itinéraires techniques types⁹ permettant d'évaluer les stades de formation d'une croûte de battance (comme montré en exemple sur la Figure 6) que l'on pourra simplifier ainsi :

- Toute opération culturale de travail du sol (labour, déchaumage, binage...) reviendra à annuler l'effet de la battance (cas où l'indice de battance est inférieur à 1.4 dans le Tableau 6).
- La battance sera en revanche rapidement rétablie après les semis et accessoirement pour les sols non couverts en interculture¹⁰.

Exemple de la succession "Blé-Maïs"

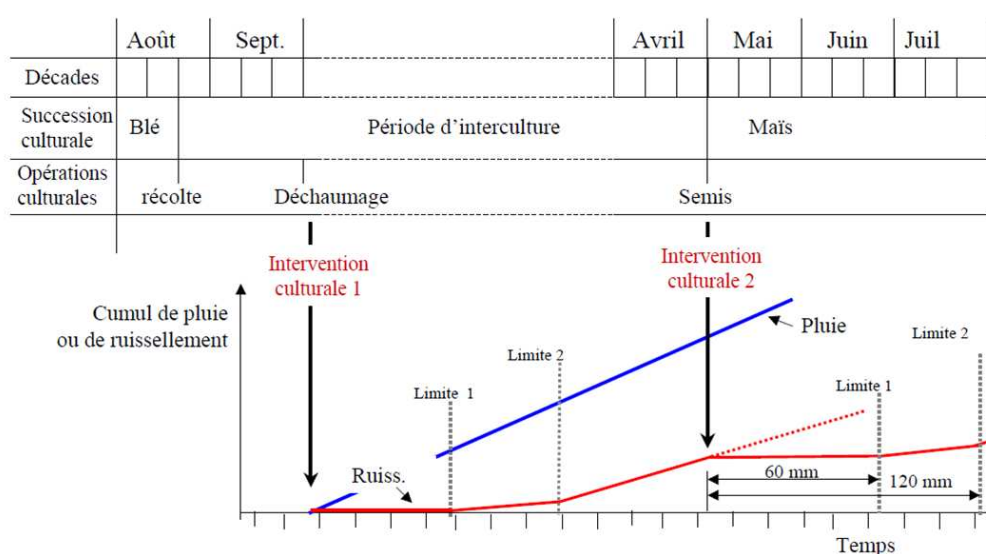


Figure 6 : Exemple de prise en compte des interventions culturales dans la production de ruissellement en secteur battant : le déchaumage ainsi que la préparation du lit de semence permettent de restaurer la capacité d'infiltration des sols et annulent (temporairement) la survenue du ruissellement. Extrait de Martin (2006).

Une telle approche pourra s'avérer complexe à formaliser compte tenu de la diversité des itinéraires techniques, de l'évolution des assolements dans le temps (rotations) et de la variabilité des conditions favorables à la mise en place de la battance d'une année sur l'autre (en fonction notamment de la pluviométrie).

A titre d'exemple, en système labour conventionnel, il serait possible de suggérer une approche simplifiée en distinguant deux périodes sensibles à la battance suite à la préparation du lit de semence et les premières phases de levées où la battance se met en place jusqu'à un stade de croissance suffisant des cultures pour assurer une couverture du sol (interception des pluies par le feuillage et développement du système racinaire permettant l'infiltration) : d'octobre à mars pour les cultures d'hiver et d'avril à septembre pour les cultures de printemps.

⁸ Les prairies et les zones boisées ne seront pas considérées comme sensibles à la battance.

⁹ Les cultures menées en TCLS, en strip till, les semis sous couvert... ne seront pas considérées comme sensibles à la battance.

¹⁰ Cas de plus en plus rare d'autant que la taille initiale des mottes et la présence de résidus de culture en surface permet généralement de limiter la survenue de la battance sur une durée assez importante

3.2.2. Bilan de l'infiltration profonde à l'interface sol-substratum

La seconde étape du bilan consiste à déterminer quelle est la part de risque d'infiltration au-delà de l'interface sol-substratum ou bien d'accumulation dans le profil du sol. Bien que le phénomène fasse appel à des processus relativement complexes (écoulements en milieux non saturés nécessitant de tenir compte du contraste de perméabilité entre le sol et le substratum), **il sera fait ici la simplification de ne considérer que la perméabilité du substratum comme critère de décision.** Ici encore, différentes solutions peuvent être envisagées.

Ce critère pourra par exemple être obtenu en première approximation grâce à la lecture de cartes géologiques et/ou des relevés de terrain en faisant le lien entre la lithologie du substratum et les ordres de grandeur de perméabilité associés aux principales catégories de roche (Figure 7 et Tableau 7). Encore une fois et comme le sous-entend la Figure 7, une certaine part d'incertitude et de variabilité spatiale semble inévitable à ce sujet.

Une difficulté majeure relèvera du cas des milieux fortement hétérogènes/discontinus telle que les roches massives à matrice peu ou pas perméable mais présentant une perméabilité de fracture ou des morphologies liées à la dissolution en milieu karstique et donc des points d'infiltration préférentielle. Ce type de cas peut amener à envisager (conjointement ou non) deux solutions :

- localiser avec précision les principaux points d'infiltration préférentielle (par exemple les dolines en milieu karstique, les principales lignes de failles drainantes en milieu fissuré) et individualiser ceux-ci dans la démarche de partition (donc créer de nouvelles entités spatiales, ponctuelles ou linéaires, au sein des mailles ou parcelles élémentaires) pour leur associer un degré de vulnérabilité très fort (part relative de risque de 90 à 100 %) ;
- considérer la maille ou la parcelle de travail comme un milieu « homogène », caractérisé par une seule valeur de vulnérabilité « moyenne », représentative d'un volume élémentaire de roche et déduite de la densité de fractures ou de morphologies karstiques (que ce soit pour une densité uniformément distribuée ou très localisée¹¹) ainsi que de leur degré de fonctionnalité hydraulique (orientation, connexion, colmatage...). Des données de géomorphologie, de géophysique ou de traçage pourront éventuellement aider à se prononcer à ce sujet mais leur traduction sous forme de part relative de risque restera nécessairement très incertaine (Tableau 8).

Une solution alternative et sans doute beaucoup plus accessible, quel que soit le type de milieu considéré, pourra consister à s'appuyer sur l'indice IDPR (Indice de Développement et de Persistance du Réseaux hydrographique, Tableau 9) « *qui permet de rendre compte de manière indirecte de la capacité des formations géologiques à laisser infiltrer l'eau* » (Mardhel, 2006). Cet indice cartographié à l'échelle nationale est basé sur la comparaison d'un réseau hydrographique théorique (déduit de la topographie) et du réseau hydrographique réel (là où des écoulements sont observés). Les faibles valeurs indiquent que la présence d'écoulements attendue en surface n'est pas observée en réalité et, par conséquent, que l'eau s'infiltrer dans le sous-sol. A l'inverse, les fortes valeurs indiquent que le réseau hydrographique théorique est bien occupé par des écoulements et que l'eau circule majoritairement en surface sans s'infiltrer. En raison de son échelle de validité (1/50 000), cette donnée ne sera cependant pas exploitable pour de trop petites AAC, sauf à considérer que les unités cartographiques sont homogènes du point de vue des possibilités d'infiltration.

¹¹ Le risque est alors mutualisé à l'ensemble de la surface considérée (exemple : une surface imperméable recoupée par une unique fissure très drainante présentera un fort risque à l'infiltration).

TYPE DE ROCHE

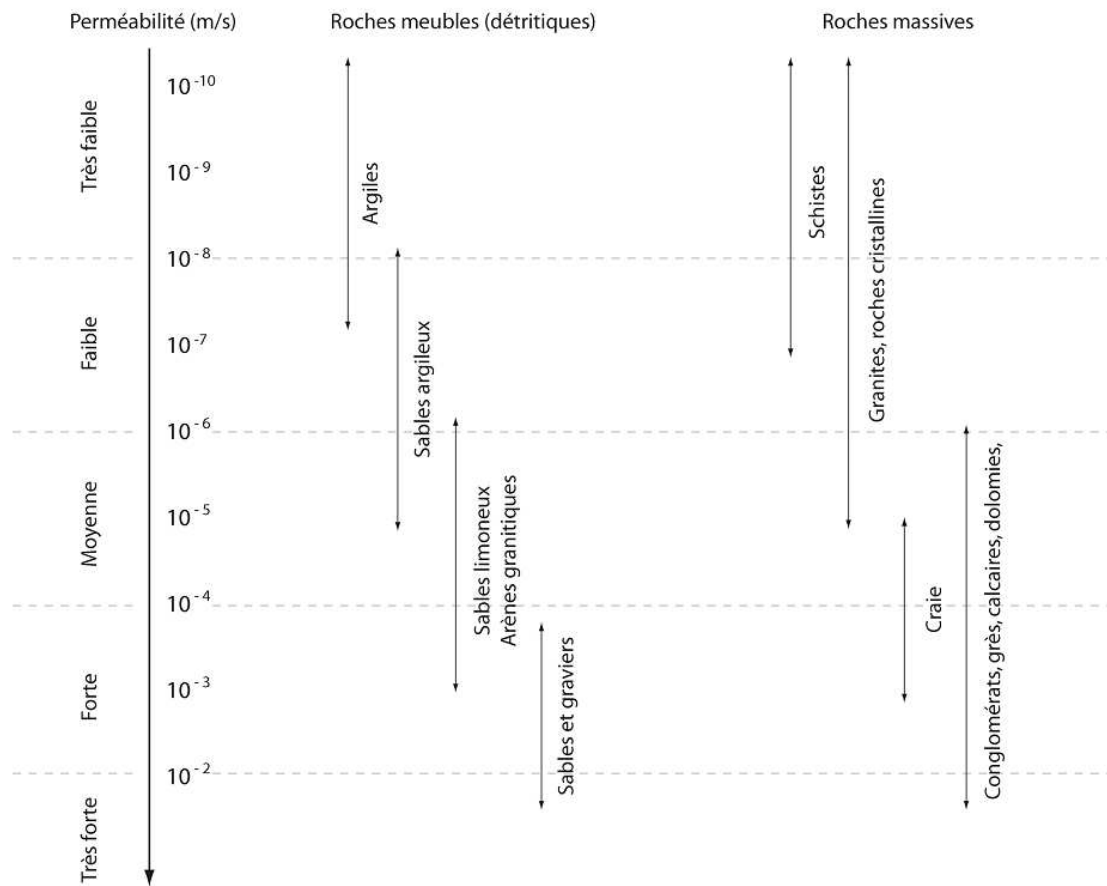


Figure 7 : Ordres de grandeur de perméabilité du substratum en fonction de la lithologie

Ordre de grandeur de perméabilité (m/s)	Part relative de risque (%)	
	Infiltration vers la nappe	Accumulation dans le sol
$x > 10^{-8}$	10 (Très faible)	90 (Très fort)
$10^{-6} < x < 10^{-8}$	75 (Faible)	25 (Fort)
$10^{-4} < x < 10^{-6}$	50 (Moyen)	50 (Moyen)
$10^{-2} < x < 10^{-4}$	75 (Fort)	25 (Faible)
$x < 10^{-2}$	90 (Très Fort)	10 (Très Faible)

Tableau 7 : Parts relatives de risque associées à l'infiltration profonde vers les nappes et l'accumulation dans le sol en fonction de l'ordre de grandeur de perméabilité du substratum

Degré de fracturation (ou densité de cavités en milieu karstique) pour les roches massives	Part relative de risque (%)	
	Infiltration vers la nappe	Accumulation dans le sol
Faible	20 (Faible)	80 (Fort)
Moyen	50 (Moyen)	50 (Moyen)
Fort	80 (Fort)	20 (Faible)

Tableau 8 : Parts relatives de risque associées à l'infiltration profonde vers les nappes et l'accumulation dans le sol en fonction du degré de fracturation en milieu discontinu fissuré (ou de la densité de cavités en milieu karstique).

IDPR	Part relative de risque (%)	
	Infiltration vers la nappe	Accumulation dans le sol
$x < 400$	90 (Très fort)	10 (Très faible)
$400 < x < 800$	75 (Fort)	25 (Faible)
$800 < x < 1200$	50 (Moyen)	50 (Moyen)
$1200 < x < 1600$	25 (Faible)	75 (Fort)
$x > 1600$	10 (Très faible)	90 (Très fort)

Tableau 9 : Parts relatives de risque associées à l'infiltration profonde vers les nappes et l'accumulation dans le sol en fonction de l'IDPR.

La prise en compte d'horizons intermédiaires du sol

Un point qui constitue une faiblesse importante du schéma conceptuel proposé est la possible présence d'horizons intermédiaires dans le sol, peu ou pas perméables et s'opposant à l'infiltration (ruptures de perméabilité liés à un horizon d'accumulation d'argiles, présence d'une semelle de labour). En l'absence de bases de données pédologiques suffisamment détaillées ou de réalisation systématique de sondages sur le terrain, ce type de données reste difficilement accessible, et peut de surcroît présenter une forte variabilité, tant latérale que verticale. C'est pourquoi il a été choisi de ne pas en tenir compte ici. Néanmoins, en cas de connaissance avérée d'un tel obstacle à l'infiltration, le cas pourra être traité comme celui du bilan à l'interface sol-substratum et viendra se substituer à celui-ci.

3.2.3. Bilan de l'eau exportée en sub-surface par écoulements hypodermiques

En l'absence de dispositifs de drainage agricole, la part d'eau échappant à l'infiltration à la base du profil de sol sera susceptible de s'accumuler dans celui-ci avec pour conséquence une possibilité d'écoulement latéral (écoulement hypodermique) pouvant finalement rejoindre les écoulements de surface (par exemple au niveau d'une rupture de pente, d'un talus de chemin, de la berge d'un cours d'eau ou d'un fossé...). Il est proposé ici de mettre les possibilités de mobilité de l'eau dans le sol (ou au contraire la poursuite de son accumulation dans le profil) en rapport avec la pente de chaque unité cartographique. Un traitement SIG appliqué à un MNT de résolution adéquate sera alors considéré comme suffisant.

La détermination d'un risque de transfert par écoulement hypodermique en fonction de la pente seule constitue néanmoins une approximation importante. En effet, les possibilités d'écoulements dépendent aussi en grande partie des conditions aux limites, notamment à l'aval de la parcelle (autrement dit des possibilités d'évacuation des flux) et de la perméabilité du sol. Les ordres de grandeur donnés ci-dessous, quoiqu'inspirés de ce que donne la littérature, restent donc purement indicatifs (Tableau 10).

Pente (%)	Part relative de risque (%)	
	Écoulement hypodermique	Saturation du sol
$x < 1$	10 (Très faible)	90 (Très fort)
$1 < x < 2.5$	25 (Faible)	75 (Fort)
$2.5 < x < 5$	50 (Moyen)	50 (Moyen)
$5 < x < 10$	75 (Fort)	25 (Faible)
$x > 10$	90 (Très fort)	10 (Très faible)

Tableau 10 : Parts relatives de risque associées aux écoulements hypodermiques et la saturation du sol en fonction de la pente.

Le recours à l'indice *IBK* développé par Beven et Kirkby (1979) pourra également être envisagé pour affiner la description des mécanismes de saturation du sol. Cet indice se révèle en effet efficace pour déterminer en tout point d'un bassin la susceptibilité d'un sol à la saturation ou à l'hydromorphie, à partir des seules données topographiques (par traitement d'un MNT) :

$$IBK = \ln (A / \tan \theta)$$

où *A* est l'aire contributive à l'amont de chaque point et θ la pente locale¹². Selon cette formulation, une aire contributive amont importante et une pente localement faible induiront une grande quantité d'eau drainée associée à une faible possibilité d'évacuation et par conséquent un risque important d'engorgement des sols. Cet indice a notamment été employé à plusieurs reprises et avec succès pour prédéterminer la présence de zones humides de bas-fond sur différents territoires (Merot *et al.*, 2003). Il semble en revanche moins adapté pour identifier les zones d'engorgement de plateau ou les mouillères de petite dimension en versant. Il est proposé ici de le traduire comme critère de partition entre transferts par écoulement hypodermique et risque d'engorgement des sols (Tableau 11).

IBK (--)	Part relative de risque (%)	
	Écoulement hypodermique	Saturation sol
$IBK < 10$	90 (Très fort)	10 (Très faible)
$10 < IBK < 15$	75 (Fort)	25 (Faible)
$15 < IBK < 20$	50 (Moyen)	50 (Moyen)
$20 < IBK < 25$	25 (Faible)	75 (Fort)
$IBK > 25$	10 (Très faible)	90 (Très fort)

Tableau 11 : Parts relatives de risque associées aux écoulements hypodermiques et la saturation du sol en fonction de l'indice *IBK*.

¹² La pente « aval » peut également être utilisée, ce qui rejoint la notion de conditions aux limites aval (Gascuel-Oudou *et al.*, 1998)

Finalement, la part relative de risque résiduel attribuée à la saturation du profil de sol sera employée pour déterminer le risque associé au ruissellement sur surface saturée. Cette étape n'aura cependant de sens que lorsque cette part de risque aura été modulée par la prise en compte de l'eau réellement disponible pour générer des écoulements en tenant compte des possibilités de stockage par le sol (cf. section 3.5).

3.2.4. Bilan de l'eau exportée en sub-surface par drainage agricole

Dans les contextes sensibles à la saturation des sols (mais aussi dans le cas de remontée temporaire de nappes peu profondes), l'assainissement de certaines terres agricoles a conduit à installer des dispositifs de drainage enterrés permettant de limiter l'engorgement des sols, laisser respirer les racines des végétaux cultivés et faciliter les opérations culturales. La profondeur de ce type de dispositif est généralement supérieure à 50 cm (le plus souvent autour de 80 cm). Sauf en cas de mauvais dimensionnement (écartement des drains) et de perte de fonctionnalité par colmatage, ils sont généralement en mesure de drainer la quasi-totalité de l'eau en surplus au-dessus de cette profondeur, c'est pourquoi il pourra être considéré qu'ils annulent le risque de saturation du profil de sol et par conséquent le risque de ruissellement par saturation ou d'écoulement hypodermique. Ainsi, en présence de dispositifs de drainage sur la parcelle ou la maille de travail, l'étape précédente sera simplement remplacée par la détermination du risque attribuée au transfert par drainage (qui correspondra donc au risque résiduel issu du bilan de l'infiltration profonde à l'interface sol-substratum, cf. section 3.2.2).

La donnée de présence/absence et de localisation des dispositifs de drainage n'est cependant pas toujours facile à acquérir (collecte des plans de drainage auprès des syndicats d'assainissement agricole, des DDT ou des Chambres d'Agriculture, des cabinets de géomètre), sauf à réaliser une enquête de terrain systématique et exhaustive, ce qui semble difficilement réalisable à l'échelle de grandes AAC (> 50 km²). Dans les bases de données les plus facilement accessibles (e.g. Recensement Général Agricole), les données relatives au drainage se présentent plus souvent sous la forme d'un pourcentage de surface drainée à l'échelle cantonale ou communale, ce qui ne permet pas de déterminer directement s'il y a présence ou absence de tels dispositifs à l'échelle d'une parcelle ou d'une maille donnée. Dans ce cas la donnée ne pourra être traitée autrement qu'au travers d'une incertitude (probabilité que la parcelle soit drainée). Un point spécifique est fait à ce sujet en section 3.4.

3.2.5. L'importance des observations de terrain dans la démarche

Il convient de rappeler que la trame de raisonnement proposée comporte de nombreuses simplifications conceptuelles. Elle ne peut tenir compte de la multiplicité des situations et cas particuliers rencontrés en réalité. **Une phase de validation doit être dès lors envisagée en réalisant une ou plusieurs campagnes de terrain destinées à vérifier par l'observation que les résultats fournis (et en amont les processus décrits) s'avèrent correspondre à une certaine réalité.** Ces campagnes seront de préférence réalisées lors de périodes pluvieuses de manière à observer/confirmer *a minima* la présence de zones vulnérables au ruissellement (soit directement, soit par les indices d'érosion), de zones vulnérables à la saturation (indices d'hydromorphie) ou encore la fonctionnalité des dispositifs de drainage agricole.

L'observation de terrain et, plus largement, la connaissance fine du territoire étudié doit aussi permettre de moduler/corriger l'interprétation des part relatives de risque, en tenant compte de tout élément permettant de combler les lacunes descriptives dues à la simplification des principaux mécanismes pris en compte ici. **A cet égard, on insistera sur le fait que la méthodologie présentée est destinée à permettre un certain degré d'automatisation à l'aide d'outils informatiques (SIG principalement); elle ne peut se substituer entièrement à une approche de terrain qui aura toujours plus de pertinence pour la réalisation d'un diagnostic adapté à la complexité et aux spécificités de chaque territoire.**

Une telle démarche de compréhension du territoire et de validation des résultats à partir de visites de terrain a été menée dans l'application présentée dans la seconde partie de ce rapport.

3.3. Combinaison des parts relatives de risque et détermination de la vulnérabilité résultante par types de transfert

Les parts relatives de risque étant définies pour chaque étape sur la base de critères physiques (le logigramme présenté sur la Figure 8 en donne une synthèse), il est précisé ici comment celles-ci vont être combinées pour déterminer les vulnérabilités résultantes par type de transfert. **Le mode de combinaison retenu découle de la hiérarchisation et de la complémentarité des processus retenus comme principes élémentaires pour décrire les mécanismes de transfert et consiste simplement à effectuer le produit de la part relative de risque de l'étape n avec celle de l'étape $n-1$ (i.e. report du risque « résiduel » d'une étape vers la suivante).**

Ce mode de combinaison justifie le chiffrage du risque relatif à l'aide de pourcentages (ce qui ne serait pas possible en cas d'utilisation de scores entiers). Il permet de simplifier au maximum le nombre d'opérations effectuées pour traiter l'ensemble des mécanismes considérés et permet de « chiffrer » la vulnérabilité pour chaque type de transfert en assurant la cohérence des résultats. En effet, chaque critère de vulnérabilité n'est utilisé qu'une fois mais influence tous les transferts successifs. Il présente aussi l'avantage de ne pas faire intervenir d'expertise supplémentaire, contrairement aux approches nécessitant la définition de pondérations entre critères de vulnérabilité.

Un exemple destiné à illustrer le calcul réalisé est présenté ci-dessous pour une unité cartographique fictive (Tableau 12 et Tableau 13). Les caractéristiques du milieu sont prises arbitrairement ; elles correspondent à un sol filtrant sur substratum moyennement perméable et une pente plutôt faible. Deux déclinaisons sont présentées pour illustrer le résultat obtenu selon l'absence ou la présence de drainage.

Cet exemple permet d'illustrer une situation où plusieurs transferts sont susceptibles de coexister (aucun risque ne se dégage nettement avec un risque maximal qualifié de « moyen » pour l'infiltration et de « faible » à « très faible » pour les autres modes de transfert), cas qui pourrait être rencontré fréquemment sur certains territoires mais reste rarement envisagé par les autres méthodes où seul le transfert considéré comme dominant est généralement cartographié.

Enfin, une possibilité intéressante offerte par l'approche est de pouvoir rassembler certains résultats par catégories de transfert, en faisant par exemple la somme des risques de ruissellements (ruissellement hortonien et ruissellement par saturation), la somme des risques d'écoulements de sub-surface (écoulement hypodermique et drainage) voire la somme des risques de l'ensemble des transferts superficiels susceptibles d'affecter les eaux de surface (ruissellements et écoulements de sub-surface, égale à 55 % dans l'exemple donné plus bas).

De fait, le total des risques de transfert vers les milieux aquatiques, (qu'ils soient superficiels ou souterrains) atteint 100 %, en accord avec la notion de bilan sous-jacente. A ce stade, il en résulte que la vulnérabilité globale est très forte en tout point de l'AAC, ce qui ne donne *a priori* aucune information sur les zones à protéger en priorité. **Cette première phase n'est ainsi destinée qu'à évaluer l'importance relative des différents mécanismes de transfert en se plaçant dans une situation théorique où la quantité d'eau disponible n'est pas un facteur limitant. Un paramètre supplémentaire intervenant dans l'explication de contrastes spatiaux et/ou temporels de vulnérabilité reste encore à prendre en compte pour déterminer, en fonction de facteurs climatiques, les quantités d'eau disponibles pour générer des écoulements et venir moduler le risque relatif associé à chaque type de transfert au cours du temps. Cette seconde étape est abordée en section 3.5.**

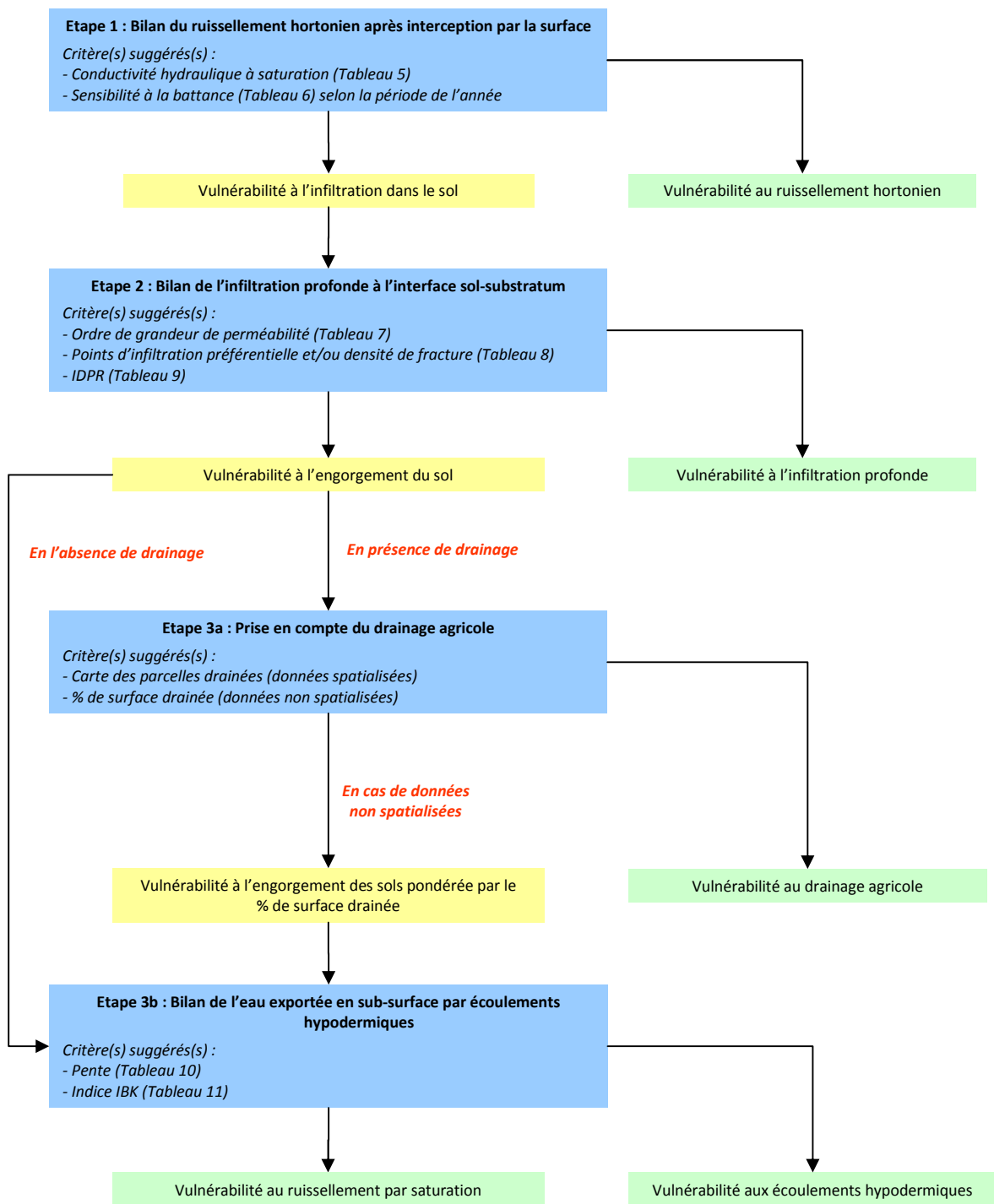


Figure 8 : Logigramme synthétique de la méthode

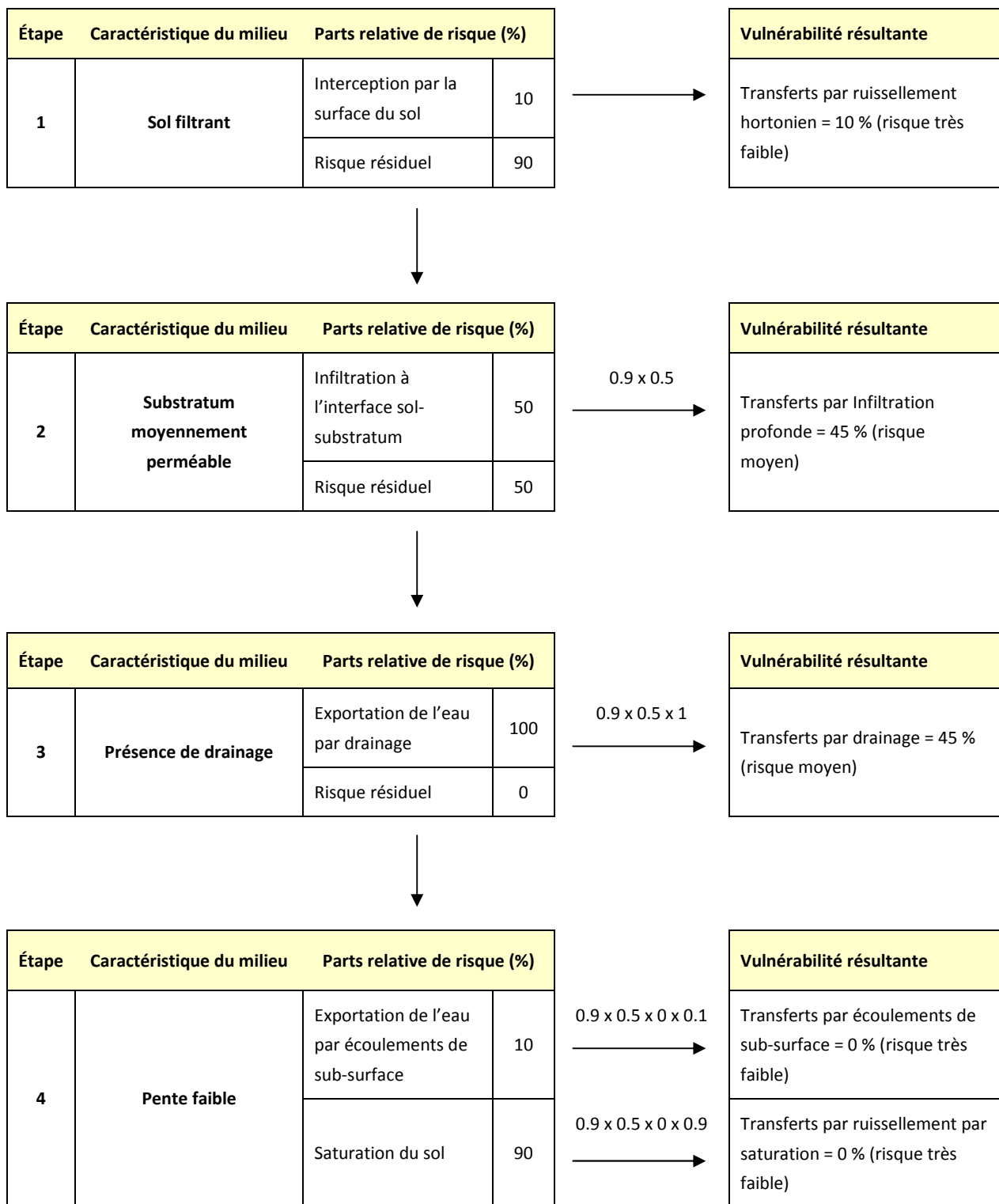


Tableau 12 : Exemple illustrant le mode de combinaison des parts relatives de risques permettant de déterminer le niveau de vulnérabilité résultant associé à chaque type de transfert en présence de drainage

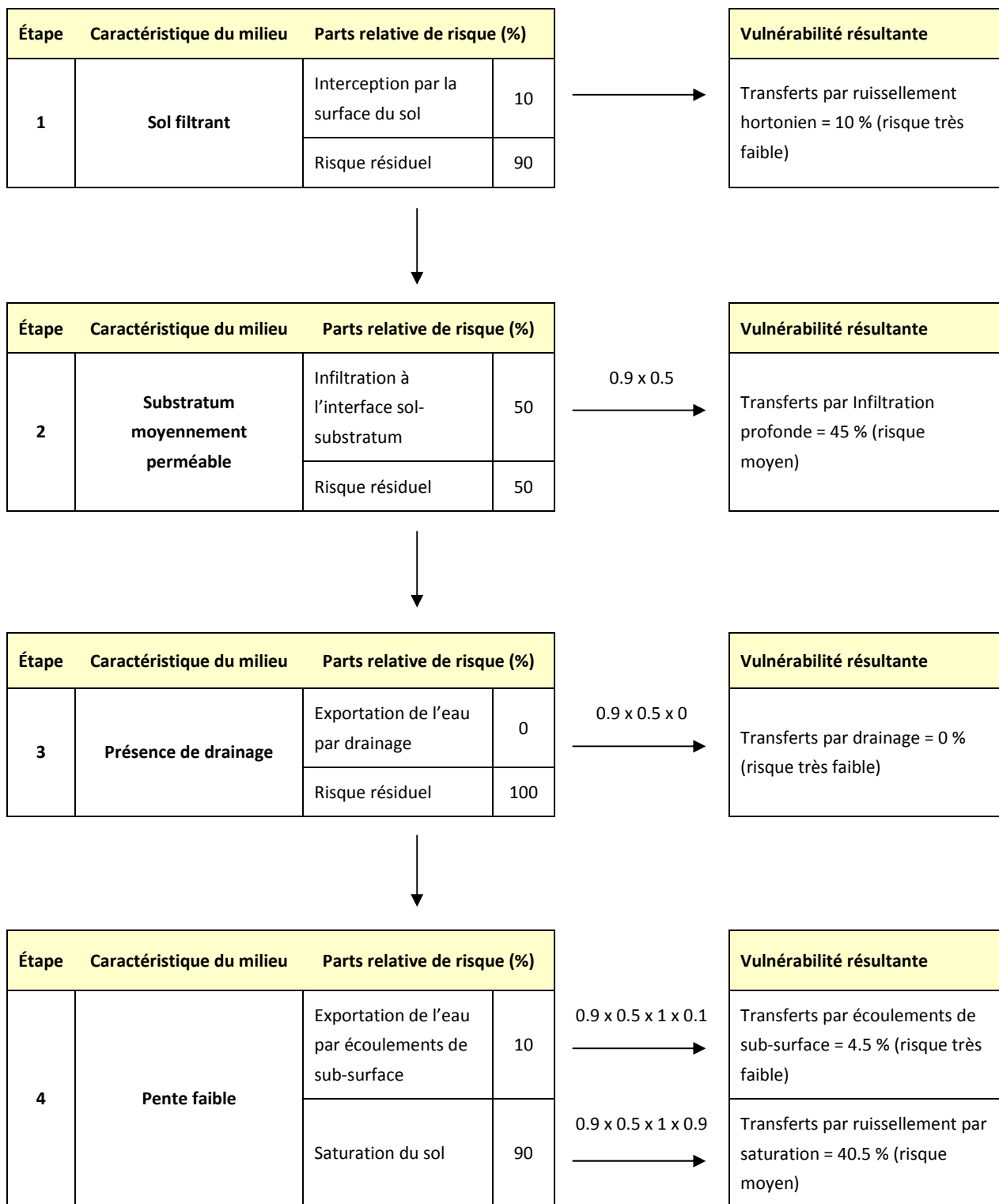


Tableau 13 : Exemple illustrant le mode de combinaison des parts relatives de risques permettant de déterminer le niveau de vulnérabilité résultant associé à chaque type de transfert en l'absence de drainage

3.4. Intégration de l'incertitude

Il a été signalé à plusieurs reprises dans les paragraphes précédents que la démarche proposée comporte plusieurs sources d'incertitude, que ce soit dans l'interprétation des critères physiques pour évaluer la part relative de risque attribuée à chaque mode de transfert (*i.e.* jugement d'expert) ou dans la nature et la résolution des données requises pour réaliser le travail. Ces éléments ne sont que rarement pris en compte dans les méthodes de cartographie de vulnérabilité, or ils ont une importance majeure du point de vue de l'interprétation des résultats qui doivent afficher clairement que l'information fournie peut être entachée d'erreur ou dissimuler une certaine variabilité.

Il est proposé ici un ensemble de solutions permettant de tenir compte de ces différents aspects. **La mise en œuvre de ces solutions demeure en revanche relativement complexe, tant du point de vue calculatoire (moyens de calculs non pris en charge par les outils SIG habituels¹³) que de l'interprétation des résultats. Il est recommandé de n'y avoir recours qu'en cas de bonne maîtrise des notions développées ci-dessous.**

3.4.1. Incertitude liée au jugement d'expert

Le principe retenu est de traduire dans un premier temps la confiance que l'on accorde au jugement d'expert en donnant une marge d'erreur de +/- E % autour de la valeur choisie pour définir la part relative de risque par type de transfert (R). Par exemple, considérant que l'interprétation de l'influence d'une battance moyenne sur le risque de ruissellement est peu certaine, on se réservera la possibilité de considérer que la part de risque en question est susceptible de varier assez fortement, par exemple entre 20 et 80 %, autour d'une valeur centrale de 50 % (soit une marge d'erreur de +/- 30 %).

Pour introduire cette incertitude, il est proposé de recourir à la notion statistique de distribution en attribuant une probabilité aux parts relatives de risque. Ainsi, en admettant que l'incertitude suit une loi normale¹⁴, la valeur centrale, issue du jugement d'expert sera considérée comme la plus probable et représentera la moyenne de la distribution. Les bornes de la marge d'erreur seront en revanche considérées comme beaucoup moins probables (autrement dit plus l'on s'éloigne de la valeur centrale issue du jugement d'expert, plus la probabilité associée sera faible) et correspondront aux bornes d'un intervalle de confiance à 90 % autour de la valeur moyenne (soit un écart-type de +/- E/1.96). La figure ci-dessous illustre la répartition des probabilités par classes de risques ainsi obtenue avec des marges d'erreur correspondant de gauche à droite à +/- 0 %, +/- 10 %, +/- 25 %, +/- 50 % et +/- ∞ % autour d'une valeur centrale prise ici à 50 % (Figure 9).

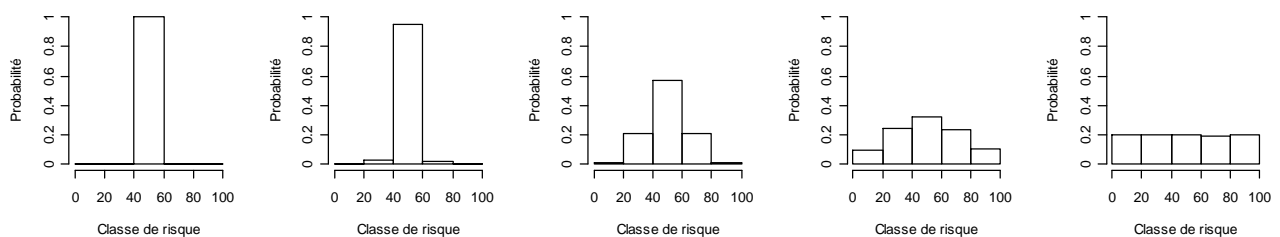


Figure 9 : Répartition des probabilités par classe de risque en tenant compte d'une marge d'erreur croissante autour d'une part relative de risque de 50% issue de la décision d'expert¹⁵

Comme on le voit, la classe majoritaire reste dans tout les cas (à l'exception du dernier) la classe de risque « moyen » mais plus l'incertitude augmente plus il est difficile d'affirmer que celle-ci est la seule valeur possible (à noter que la somme des probabilités est toujours égale à 1). Le dernier cas pourra correspondre à la situation où aucune donnée n'est disponible : l'ensemble des classes de risques seront alors considérées

¹³ Dans les applications présentées par la suite, il a été fait appel au langage de programmation R pour traiter l'intégration de l'incertitude dans la méthode.

¹⁴ Il s'agit de l'hypothèse la plus simple et la plus courante sur la distribution des incertitudes. En contrepartie, la répartition des probabilités par classes de risque sera nécessairement symétrique.

¹⁵ Dans ces graphiques comme dans les suivants l'abscisse représente les scores de vulnérabilités (en %) regroupés en classes de risques : 0-20 % (risque Très Faible), 20-40 % (risque Faible), 40-60 % (risque Moyen), 60-80 % (risque Fort), 80-100% (risque Très Fort).

comme équiprobables (l'incertitude sera maximale, cf. 3.4.2). On remarquera qu'en se plaçant dans une situation où la part relative de risque centrale se trouve à proximité d'une limite de classe (par exemple 40% dans la Figure 10), l'incertitude résultante sera plus élevée. Dans ce cas, même en présence d'une faible marge d'erreur, l'hésitation se fera entre deux classes voisines à probabilité égales.

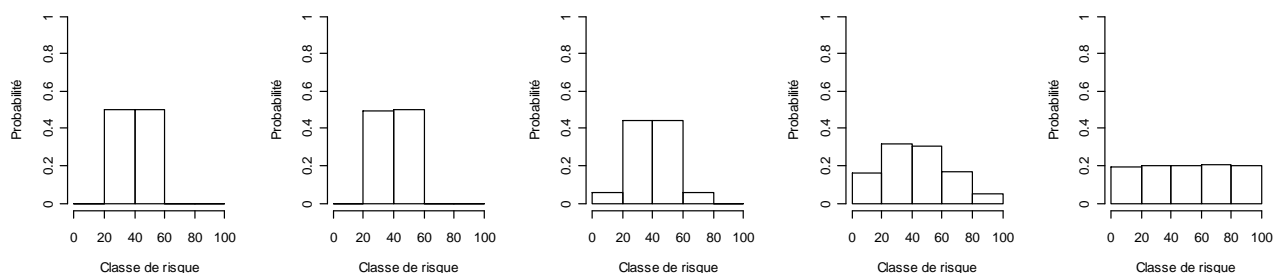


Figure 10 : Répartition des probabilités par classe de risque en tenant compte d'une marge d'erreur croissante autour d'une part relative de risque de 40% issue de la décision d'expert

Cette prise en compte de l'incertitude dans la détermination des risques sera réalisée de la même manière à chacune des quatre étapes présentées en section 3.2. Autrement dit, chaque étape fera appel à deux valeurs : la part relative de risque déterminée à partir des critères physiques (R) et la marge d'erreur associée (E).

Pour simplifier, il est suggéré de traduire le niveau de confiance dans le jugement d'expert par des marges d'erreur telles que présentées ci-dessous. Elles ont été définies en fonction de la probabilité finalement attribuée à la valeur centrale d'une classe de risque, compte tenu de la répartition en cinq classes définie dès le début de la démarche (cf. section 3.1).

Niveau de confiance	Marge d'erreur	Probabilité de la classe centrale
Très Fort	+/- 10 %	≈ 0.95
Fort	+/- 15 %	≈ 0.8
Moyen	+/- 20 %	≈ 0.65
Faible	+/- 30 %	≈ 0.5
Très Faible	+/- 50 %	≈ 0.3

Tableau 14 : Marge d'erreur attribuée selon le niveau de confiance accordé à la définition des parts relatives de risque

Le choix d'un niveau de confiance reste arbitraire, il pourra dépendre de la plus ou moins bonne connaissance d'un processus (par exemple l'ampleur des ruissellements générés par le phénomène de battance), de la pertinence des données employées pour décrire ce processus (par exemple le recours à des pentes pour appréhender le risque d'écoulements de sub-surface, cf. annexe 2) ou d'un doute quant à la qualité des données utilisées (par exemple une carte des sols très simplifiée).

Dans la pratique, on générera à chaque étape un large échantillon de valeurs (au moins 10 000) par tirage dans une loi normale de moyenne R et d'écart type E/1.96. Les éventuelles valeurs inférieures à 0 ou supérieures à 100 seront par défaut ramenées à 0 et 100 respectivement. La combinaison par produit des parts relatives de risque décrite en section 3.3 sera ensuite réalisée pour chacun des 10 000 vecteurs de valeurs obtenus. La probabilité attribuée à chaque classe de risque sera enfin obtenue en calculant le rapport du nombre de valeur dans chaque classe de risque par le nombre total de valeurs générées (par exemple : si les 10 000 valeurs appartiennent à la classe 40 – 60 % (i.e. risque moyen), la probabilité sera de 1 (maximale) pour cette classe et nulle pour les autres, si seulement 5 000 valeurs appartiennent à cette classe alors la probabilité sera de 0.5).

3.4.2. Incertitude relative à la variabilité spatiale des processus

Aux incertitudes précédentes il pourra s'avérer nécessaire d'ajouter une incertitude liée à la résolution des données utilisées. **Ce point renvoie essentiellement à la représentativité des données disponibles au regard de la variabilité spatiale des propriétés physiques du milieu.** Ainsi une mesure de terrain ponctuelle de conductivité hydraulique à saturation pourra par exemple être une source de forte incertitude dans un sol très hétérogène à l'échelle de la parcelle (tant latéralement que verticalement). A l'opposé une donnée de texture « moyenne », de résolution grossière, pourra être acceptable dans le cas d'une certaine uniformité spatiale et verticale des sols.

Évidemment, évaluer l'impact de la résolution des données en termes de représentativité (puis d'incertitude) est particulièrement complexe puisque la possible variabilité spatiale mise en cause ici n'est pas toujours quantifiable. Les seules situations où il sera possible de tenir compte de cette variabilité correspondront : i) au cas de données agrégées pour opérer un changement d'échelle vers une résolution plus large (notamment vers l'échelle de restitution recommandée en section 2.3.1) ou encore ii) à certains types de données qui donnent une information sur l'hétérogénéité du milieu.

Dans le premier cas on pourra donner l'exemple d'une valeur de pente moyenne dérivée de l'agrégation des pentes à l'échelle d'une unité cartographique. En présence de relief uniforme, la pente moyenne sera représentative des processus d'écoulement sur l'ensemble de l'unité cartographique et induira une faible incertitude sur les parts relatives de risque qui en résultent. A l'inverse, en secteur à relief accidenté, la forte hétérogénéité spatiale se répercutera par une forte hétérogénéité des processus (non entièrement restituée par la simple moyenne des pentes) et une forte incertitude sur les parts relatives de risque. Il sera alors suggéré de conserver pour chaque unité cartographique toute l'information d'origine et de traduire directement l'ensemble des valeurs de pentes sous la forme d'une distribution de part relative de risque comme montré en exemple ci-dessous.

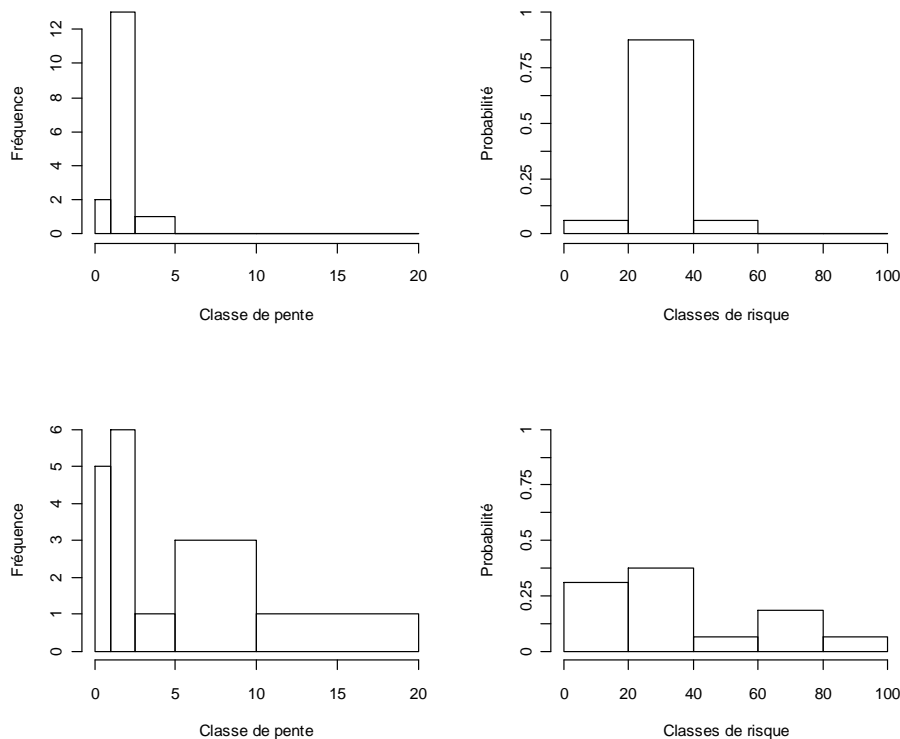


Figure 11 : Exemple de traduction de deux distributions de pentes observées sur deux unités cartographiques (à gauche) sous forme de distribution de parts relatives de risque (à droite). En haut : les pentes sont relativement homogènes, l'incertitude sur les classes de vulnérabilité est faible. En bas : les pentes sont hétérogènes, l'incertitude sur les classes de vulnérabilité est forte.

Dans le second cas de figure, on citera l'exemple des données de sol issues du Référentiel Régional Pédologique (RRP) pour lesquelles chaque Unité Cartographique de Sol (UCS) comporte un ensemble d'Unités Typologiques de Sol (UTS), dont les caractéristiques (textures et épaisseurs des différents horizons, considérées comme homogènes) et la proportion au sein de l'UCS sont connues mais non différenciées dans l'espace. Dans ce cas, la variabilité des propriétés pédologiques (conductivité hydraulique à saturation, réserve utile, sensibilité à la battance...) peut être restituée au moment de générer la distribution des parts relatives de risque.

A titre d'exemple, considérons trois UTS dotées de conductivités hydrauliques à saturation atteignant 3 mm/h, 4 mm/h et 12 mm/h et représentées respectivement à hauteur de 60 %, 30 % et 10 % au sein d'une UCS. Selon la grille proposée en section 3.2.1, les parts relatives de risque au ruissellement hortonien correspondantes sont respectivement de 75, 50 et 10%. La Figure 12 (a) illustre la distribution des parts relatives de risque finalement générée pour être exploitée dans le calcul de la vulnérabilité : en tenant compte de l'incertitude relative à la nature des données employées (cf. section 3.4.1), le tirage de 10 000 valeurs est effectué ici dans trois lois normales de moyenne $R = 75, 50$ et 10 et d'écart-type $E = 20/1.96$ au prorata des proportions occupées par chaque UTS au sein de l'UCS (soit 6 000, 3 000 et 1 000 valeurs respectivement). On remarquera ici, qu'en l'absence de prise en compte de cette variabilité spatiale, le résultat serait très différent ; que ce soit en ne conservant que la valeur correspondante à l'UTS majoritaire (Figure 12 (b)) ou en réalisant une simple moyenne pondérée des valeurs des trois UTS (Figure 12 (c)).

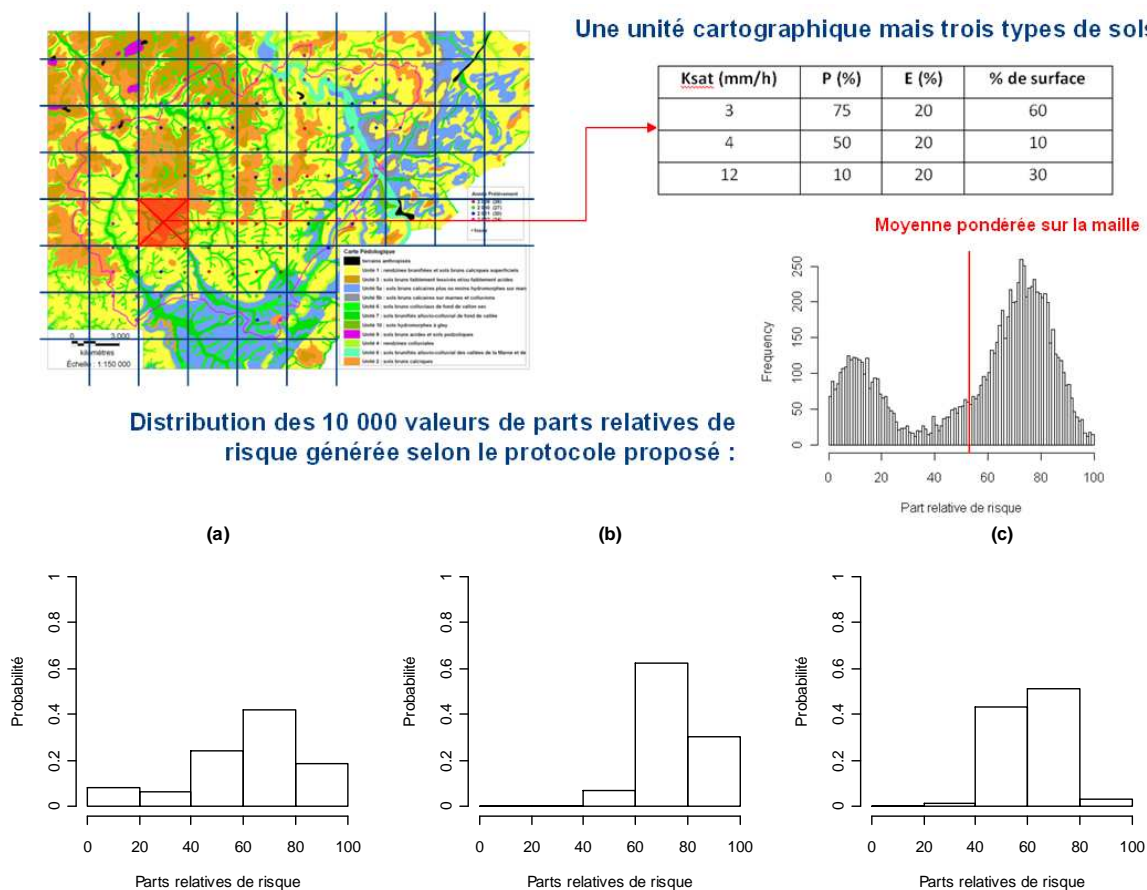


Figure 12 : Exemple de distributions de parts relatives de risque de ruissellement hortonien générée en tenant compte de l'information disponible sur la variabilité des conductivités hydrauliques à saturation de trois UTS au sein d'une UCS (a), en ne conservant que la valeur conductivité hydraulique à saturation de l'UTS majoritaire (b) et en utilisant la moyenne pondérée des conductivités hydrauliques à saturation des trois UTS (c).

Dans le cas où une telle approche n'est pas possible à partir des données disponibles, la marge d'erreur associée à la variabilité du milieu est beaucoup plus délicate à fixer. Elle ne peut qu'être présumée en fonction de la connaissance experte du milieu et d'éventuelles références bibliographiques. Par exemple des données de sols relatives à une zone sur substrat géologique uniforme se révéleront probablement assez homogènes à l'échelle kilométrique (voire au-delà) ; une carte pédologique au 1/100 000 (voire 1/250 000) ou une mesure de terrain pour 100 ha seront alors sans doute suffisamment représentatives. A l'inverse en zone de relief et/ou en zone à substrat géologique hétérogène, l'existence de variations spatiales liées aux topo-séquences ou aux changements de lithologies, induiront généralement une variabilité des propriétés du sol à l'échelle infra-kilométrique voire à l'échelle de quelques hectares ; une carte au 1/10 000 ou une observation de terrain pour 1 à 5 ha seront alors idéalement nécessaires pour minimiser la marge d'erreur. L'écart (ou le rapport) entre la résolution idéale des données pour décrire correctement la variabilité spatiale des propriétés du milieu et celle des données réellement disponibles permettra alors de fixer approximativement une marge d'erreur (Tableau 15). Finalement, cette marge d'erreur sera ajoutée à la précédente (cf. section 3.4.1) pour déterminer E et réaliser le calcul des incertitudes sur l'évaluation des parts relatives de risque par type de transfert.

Cas particulier de l'absence de données

L'absence de données sur tout ou partie de l'AAC pour un ou plusieurs critères de partition constitue un cas particulier dans la procédure de prise en compte de l'incertitude. On considérera dans ce cas que l'absence d'information se traduit par l'équiprobabilité des classes de risque (dans le cas d'une délimitation en 5 classes, la probabilité sera donc de 0.2). L'utilisation d'une distribution gaussienne n'étant pas adaptée pour représenter l'équiprobabilité, on préférera avoir recours plus simplement à une loi uniforme (i.e. un tirage aléatoire), bornée entre 0 et 100, pour générer les 10 000 valeurs de l'échantillon.

Cas particulier des données de drainage sous forme de proportion de surface drainée

Comme évoqué en section 3.2.4, les données relatives à la localisation des parcelles drainées sont parfois difficilement disponibles. A cet égard, la donnée la plus facilement accessible correspond aux statistiques du RGA donnant la proportion de surfaces drainées à l'échelle cantonale. Cette proportion peut être traitée comme une probabilité et introduite dans la démarche sous la forme d'une incertitude.

Le principe sera alors de réajuster les probabilités de la distribution des scores de vulnérabilité résiduels issue de l'étape précédente (après le bilan des transferts par infiltration profonde) en fonction de la probabilité que la parcelle soit drainée. A titre d'exemple, une probabilité que la parcelle soit drainée de 40 % signifiera que la somme des probabilités des risques issus de l'étape précédente sera ramenée à 0.4 (au lieu de 1) et que la probabilité de risque nul (part relative de risque de 0%) sera fixée à 0.6. Pour ce faire, il suffit d'insérer dans la distribution initiale autant de valeurs nulles que nécessaire (si l'échantillon initial comporte 10 000 valeurs, on insérera 15 000 valeurs nulles pour atteindre le ratio 0.4/0.6). La même opération sera réalisée pour le risque résiduel de saturation du sol en inversant ces chiffres.

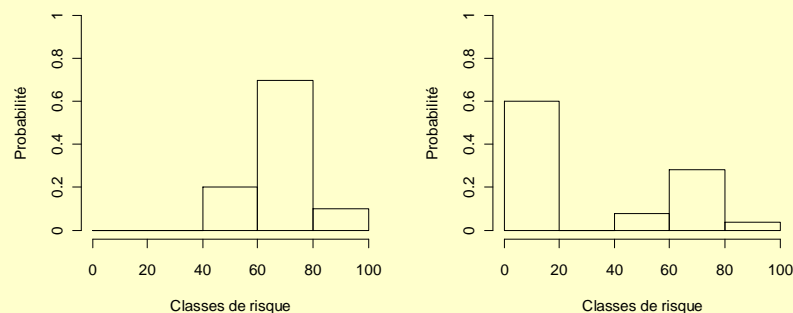


Figure 13 : Exemple de correction de la distribution des parts relatives de risque résiduelle (à gauche) pour une parcelle associée à une probabilité de drainage de 40 % (la probabilité qu'elle ne soit pas drainée atteint bien 0.6)

Résolution des données disponibles / résolution attendue	Marge d'erreur proposée
$1 < x < 4$	+/- 15 %
$4 < x < 16$	+/- 30 %
$16 < x$	+/- 50 %
Donnée absente	+/- ∞ % (tirage dans une loi uniforme)

Tableau 15 : Marges d'erreurs proposées pour tenir compte de l'incertitude issue de la résolution des données par rapport à la variabilité naturelle des propriétés du milieu

3.4.3. Comment interpréter les résultats obtenus après prise en compte de l'incertitude ?

L'intégration d'une incertitude dans les calculs permet d'associer une probabilité à chaque classe de risque par type de transfert. Celles-ci peuvent être interprétées comme une indication sur la fiabilité des niveaux de vulnérabilité et permettent de nuancer l'interprétation des résultats (Figure 14).

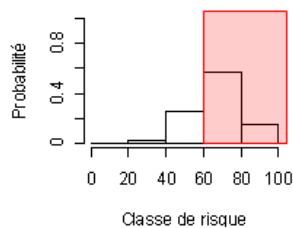
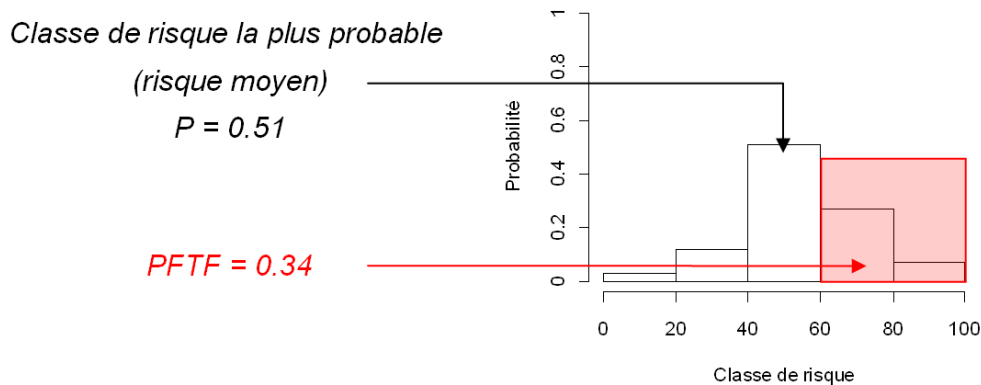
Cette interprétation demande toutefois de manipuler une information composite, délicate à résumer à l'aide de cartes. Une première solution pourra par exemple passer par une représentation du niveau de probabilité associée à la cartographie de la classe de risque la plus probable (qui correspond à celle qui serait obtenue sans prise en compte de l'incertitude). Différentes situations seront alors en mesure de se présenter :

- une probabilité forte (> 0.6) associée à un risque majoritaire fort ou très fort demandera par exemple une attention particulière, les entités cartographiques concernées seront ciblées en priorité pour l'application d'un plan d'action.
- La même probabilité associée à un risque majoritaire faible ou très faible mettra en évidence un secteur sur lequel l'intervention n'est pas prioritaire.
- Une probabilité faible (< 0.6), quel que soit le risque associé, ne permettra pas en revanche de se prononcer pour la prise de décision mais indiquera un besoin en données supplémentaires.

Le recours à cette double représentation reste toutefois complexe et occulte malgré tout une partie de l'information. Une alternative intéressante consistera à ne cartographier pour chaque type de transfert que la somme des probabilités de risques fort et très fort (PFTF). Cette représentation présente l'avantage de se concentrer sur l'information utile à la prise de décision en limitant le nombre de cartes à examiner. En effet, pour chaque type de transfert, une carte unique permettra de hiérarchiser aisément les secteurs les plus vulnérables avec comme grille de lecture (Figure 14) :

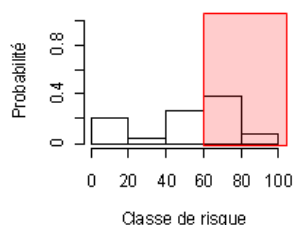
- des unités cartographiques pour lesquelles les risques fort et très fort sont fortement représentés (probabilité > 0.6) et où il conviendra d'intervenir en priorité,
- des unités cartographiques pour lesquelles les probabilités de risques fort et très fort sont plus faibles mais non nulles, où il conviendra d'être vigilant (probabilité comprise entre 0.4 et 0.6) et éventuellement d'affiner le diagnostic (acquisition de données complémentaires, visite de terrain...) pour préciser le niveau de vulnérabilité (probabilité comprise entre 0 et 0.4),
- des unités cartographiques où les risques fort et très fort sont inexistantes (probabilité = 0). Ces dernières peuvent être considérées comme non prioritaires et ne nécessitent théoriquement pas d'investigations supplémentaires.

A titre d'exemple, ce mode d'interprétation des résultats a été adopté dans le cas d'étude présenté en section 4.3.



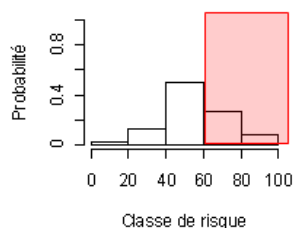
$PFTF > 0.6$

Risques forts avérés : zones vulnérables
sur lesquelles il faut intervenir en priorité



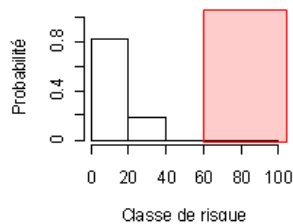
$0.6 > PFTF > 0.4$

Risques forts probables : zones vulnérables
sur lesquelles il faut rester vigilant



$0.4 > PFTF > 0$

Risques forts non exclus : zones sur lesquelles
il faut affiner le diagnostic



$PFTF = 0$

Risques forts inexistantes : zones non vulnérables

Figure 14 : Comment interpréter les probabilités associées aux classes de risque ?

3.5. Intégration des facteurs climatiques dans la vulnérabilité

L'étape suivante va consister à introduire l'influence de facteurs climatiques sur la vulnérabilité aux différents types de transfert. Autrement dit, **il s'agit d'identifier les zones et les périodes les plus « contributives » ou « productives » par type de transfert, en partant des risques relatifs déduits des étapes précédentes et en fonction du volume d'eau effectivement disponible pour générer des écoulements au cours de temps.** Pour illustrer le raisonnement sous-jacent de manière triviale, on considérera par exemple qu'en l'absence de précipitations, le risque de ruissellement hortonien, même intrinsèquement fort, peut-être finalement considéré comme nul. De même, en présence de précipitations insuffisantes pour compenser la reprise évapotranspiratoire, les transferts dans le sol ou vers les nappes se trouveront fortement limités.

3.5.1. Principe

Comme sous-entendu dans le paragraphe précédent, le type de facteur climatique pris en compte dans la vulnérabilité dépendra en premier lieu du type de transfert considéré, en distinguant deux cas. En effet, alors que les phénomènes de ruissellement hortonien ne dépendent que des volumes de précipitation arrivant au sol (selon leur intensité), tous les autres processus de transfert doivent tenir compte de l'état de saturation hydrique du sol avant qu'un écoulement n'intervienne. Il est alors nécessaire de faire appel à la notion de bilan hydrique tenant compte des volumes de pluies, de la reprise évapotranspiratoire et de la capacité de stockage du sol avant saturation (cf. encart ci-dessous). Les volumes d'eau en surplus (excédents hydriques ou pluies efficaces) seront alors en mesure de participer aux transferts verticaux ou latéraux à travers le sol, selon leur importance relative (incluant les ruissellements par saturation).

La détermination du bilan hydrique

Dans son mode de calcul le plus simple le bilan hydrique s'appuie sur les chroniques de pluies P , d'évapotranspiration potentielle ETP et la réserve utile RU . La Figure 15 en donne un exemple au pas de temps mensuel. A chaque pas de temps t on calcule :

- Le déficit hydrique : $Def_t = P_t - ETP_t$
- La réserve d'eau dans le sol : $R_t = R_{t-1} + Def_t$ (avec $R = 0$ si $R < 0$ et $R = RU$ si $R > RU$)
- L'excédent hydrique : $Ex_t = Def_t - (R_t - R_{t-1})$ (avec $Ex_t = 0$ si $Ex_t < 0$)

Un tel bilan reste approximatif et pourrait être affiné à divers degrés (en tenant compte de coefficients culturaux par exemple ou en ayant recours à des modèles de surface plus élaborés à pas de temps plus fin). Par ailleurs, il est réalisé à l'échelle locale et ne tient pas compte d'apports autres que la pluie (apports latéraux à partir d'une maille adjacente). Toujours est-il qu'il est considéré ici comme suffisant pour obtenir des ordres de grandeur et déterminer qualitativement les contrastes de vulnérabilité au cours du temps et d'une maille à l'autre (cf. notion de facteurs d'abattement développée plus bas).

Rôle de la réserve utile des sols dans la vulnérabilité

La capacité de stockage par les sols intervenant dans la réalisation du bilan hydrique est généralement déterminée au travers de la réserve utile (RU), soit la quantité maximale d'eau que la végétation peut prélever dans le sol. La RU correspond ainsi à la différence entre l'humidité à la capacité au champ et l'humidité au point de flétrissement permanent, sur l'épaisseur explorée par les racines de végétaux (pour tenir compte des possibilités de reprise évapotranspiratoire).

Cette propriété joue un rôle particulièrement important dans la vulnérabilité : pour un même volume de précipitation infiltré, un sol doté d'une faible réserve utile sera plus rapidement saturé, donnant lieu à des transferts plus précoces et plus importants qu'un sol doté d'une réserve utile plus élevée.

L'intégration des deux types de facteurs climatiques cités dans l'évaluation de la vulnérabilité consistera à déterminer les volumes d'eau correspondant au cours du temps : cumuls de pluies pour le ruissellement hortonien et excédents hydriques pour les autres types de transfert. Selon le degré de détail souhaité, le calcul pourra être réalisé à différentes échelles de temps : par années types (sèche, moyenne, humide), par saison voire par mois (choix adopté par la suite et montré en exemple au paragraphe 3.5.2) ou encore sur la base d'évènements pluvieux types.

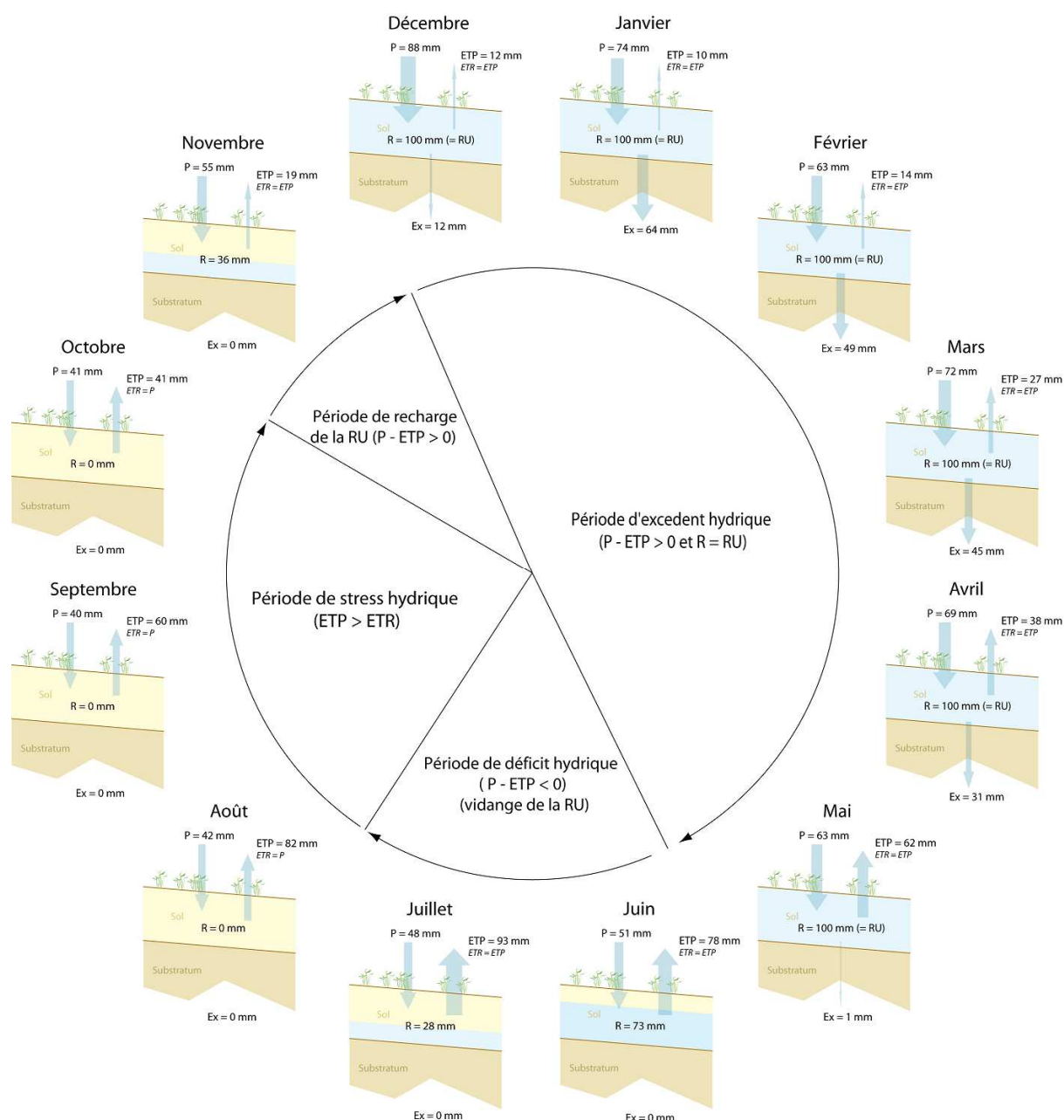


Figure 15 : Exemple de bilan hydrique à l'échelle mensuelle pour un sol doté d'une réserve utile de 100 mm. La taille des flèches est proportionnelle aux flux d'eau entrant (pluies) et sortant du sol (évapotranspiration et transferts).

Chacune de ces solutions présente des avantages et des inconvénients et le choix d'un pas de temps (ou d'un critère climatique) devra idéalement être adapté au contexte climatique de la zone d'étude.

- Un raisonnement par années types permettra de limiter le nombre de cartes produites et simplifiera d'autant l'interprétation des résultats mais ce choix reste fortement simplificateur et ne permettra pas de distinguer les contrastes saisonniers dans les risques de transfert.
- Un raisonnement à l'échelle saisonnière voire au pas de temps mensuel permettra de rentrer dans un niveau de détail intéressant dans la mesure où il peut aisément être rapproché des calendriers cultureux (dates d'application des intrants agricoles, stade de croissance des cultures et itinéraires techniques pouvant jouer sur l'état de surface du sol). Ce pas de temps semble relativement bien adapté pour décrire les processus de transferts « chroniques » pour lesquels le recours aux cumuls pluviométriques est pertinent (en particulier pour les transferts par infiltration, écoulements de sub-surface ou drainage).

- A l'inverse, les transferts plus « instantanés » comme le ruissellement seront mieux décrits à l'échelle d'événements pluvieux types que l'on pourra définir selon la saison ou en fonction là aussi des calendriers culturels. En effet, les cumuls de pluies mensuels ou saisonniers se ne prêteront pas toujours bien à l'évaluation des risques pour ce type de transfert, notamment dans des contextes climatiques où la répartition des pluies dans le temps présente une très forte variabilité¹⁶. Une solution alternative pourra toutefois être envisagée en comptabilisant pour chaque mois le nombre et/ou le volume des épisodes pluvieux susceptibles de générer des ruissellements (en fonction de leur intensité).

Prise en compte de la variabilité interannuelle

Qu'il s'agisse de cumuls mensuels ou d'événements pluvieux types, les critères climatiques retenus seront représentatifs d'une situation donnée (moyenne de long terme, scénario de pluie) permettant d'identifier les périodes ou situations habituellement à risque.

Néanmoins, ces périodes sont en mesure d'évoluer d'une année sur l'autre, selon que les conditions sont plus sèches (moins de risques de transferts et/ou sur une période plus brève) ou plus humides (plus de risques de transferts et/ou sur une période plus longue) que la normale. Il faut donc rester vigilant lors de la restitution des résultats afin de bien préciser que des transferts peuvent toujours survenir en dehors des périodes identifiées, même s'ils présentent un caractère plus rare.

Les données climatiques mobilisables pour déterminer les cumuls saisonniers et l'évapotranspiration pourront être obtenues par différents moyens : à partir des données de postes pluviométriques proches et jugés représentatifs (la spatialisation de ce type de données peut en revanche se révéler complexe, on se limitera donc en première approche à la technique dite des polygones des Thiessen) ou à partir des données journalières déjà spatialisées telles que les archives de la ré-analyse SAFRAN (mailles carrées de 8 km de résolution) voire directement à partir de statistiques saisonnières spatialisées (AURELHY). Les données d'ETP pourront être acquises directement auprès de Météofrance (données décennales calculées selon la formule de Penman) ou calculées à partir d'autres variables climatiques (à minima la température pour le calcul d'une ETP mensuelle selon la formule de Thornthwaite).

On notera que dans le cas d'AAC de petites dimensions (< 100 km²) à relief peu contrasté, on pourra éventuellement se satisfaire d'une donnée non spatialisée ; les variables climatiques seront alors les mêmes pour l'ensemble de l'AAC. Dans ce cas, seule la variabilité spatiale de la réserve utile interviendra dans l'explication des contrastes spatiaux (et secondairement temporels) des zones les plus « productives ». Enfin, on précisera qu'aux pluies pourront éventuellement être ajoutés les volumes irrigués, si ceux-ci sont connus. En effet, les apports en eau de l'irrigation peuvent avoir une forte influence sur l'état de la réserve hydrique du sol au printemps et en sortie d'été. La période de recharge de la réserve utile sera alors plus précoce et la période d'excédent hydrique prolongée d'autant.

Quelle que soit la solution retenue, il ne peut être question de raisonner directement à partir de grandeurs quantitatives. En effet, compte tenu des simplifications réalisées, l'évaluation des volumes écoulés par type de transfert ne serait absolument pas réaliste. L'approche proposée consistera donc à retranscrire les valeurs obtenues pour chaque maille de l'AAC sous forme qualitative, en créant des classes assorties de scores – appelés « facteurs d'abattement » – allant de 0 pour les valeurs les plus faibles à 1 pour les valeurs les plus fortes.

¹⁶ Par exemple en climat méditerranéen où l'essentiel des précipitations à l'échelle mensuelle survient au cours d'épisodes intenses et brefs (souvent quelques heures). Ce type de contexte climatique se prête d'ailleurs mal au calcul d'un bilan hydrique à pas de temps grossier.

A titre d'exemple, le Tableau 16 illustre l'attribution de dix classes de facteurs d'abattement aux valeurs de pluviométries et d'excédents hydriques mensuels moyens interannuels observés à l'échelle nationale (le choix des classes tient compte de la distribution des deux types de grandeur)¹⁷. Cet exemple permet d'indiquer quels ordres de grandeur peuvent être attendus pour ce type de variable. **Toutefois, les variabilités spatiale et temporelle étant généralement bien plus faibles à l'échelle d'une AAC, il sera recommandé de délimiter les classes de facteurs d'abattement en fonction du contexte local de manière à bien faire ressortir les contrastes de vulnérabilité propres au territoire étudié. La grille devra également être adaptée si un autre pas de temps et/ou un autre type de variable sont choisis (par exemple des cumuls saisonniers).**

Excédent hydrique (mm/mois)	Précipitations (mm/mois)	Facteur d'abattement (f)
Ex = 0		0
0 < Ex < 5		0.1
5 < Ex < 10		0.2
10 < Ex < 15		0.3
15 < Ex < 20		0.4
20 < Ex < 30	P < 50	0.5
30 < Ex < 40	50 < P < 60	0.6
40 < Ex < 50	60 < P < 70	0.7
50 < Ex < 75	70 < P < 85	0.8
75 < Ex < 100	85 < P < 110	0.9
Ex > 100	P > 110	1

Tableau 16 : Exemple de facteurs d'abattement déduits des pluviométries et des excédents hydriques mensuels moyens interannuels observés à l'échelle nationale et permettant de moduler les parts relatives de risques associées aux différents types de transferts (pluies pour le ruissellement hortonien et excédent hydrique pour les autres types de transfert).

Finalement, les facteurs d'abattement attribués à chaque maille ou parcelle au cours du temps viendront pondérer les parts relatives de risque par type de transfert issues des étapes précédentes de manière à « abattre » le niveau de vulnérabilité selon que les conditions climatiques sont plus ou moins favorables à la survenue d'écoulements. Il s'agit donc comme précédemment d'un simple produit de scores (comme montré en exemple dans le paragraphe 3.5.2), y compris s'il a été choisi de travailler à l'aide de distributions de parts relatives de risque pour tenir compte de l'incertitude.

A ce stade, il sera également possible d'intégrer et combiner une information sur la variabilité temporelle de la vulnérabilité liée à l'évolution des états de surface du sol (ou, le cas échéant, d'un autre paramètre influant sur la vulnérabilité). En reprenant l'exemple de la battance donné en section 3.2.1, une approche par mois (ou par saison) pourra par exemple permettre de distinguer différentes périodes en rapport avec la fermeture progressive du sol par formation d'une croûte de battance. Ainsi, le score se rapportant aux risques relatifs de transferts pourra admettre plusieurs modalités que l'on croisera avec les facteurs d'abattement climatique associés aux périodes correspondantes (comme montré en exemple dans la Figure 16).

¹⁷ A noter que les facteurs d'abattement qu'il est proposé d'adopter ici pour le ruissellement hortonien ne passent jamais en-dessous de 0.5, signifiant que même en cas de précipitations modestes, un tel type de transfert est toujours susceptible de se produire en proportion non négligeable, dès lors que le milieu y est sensible.

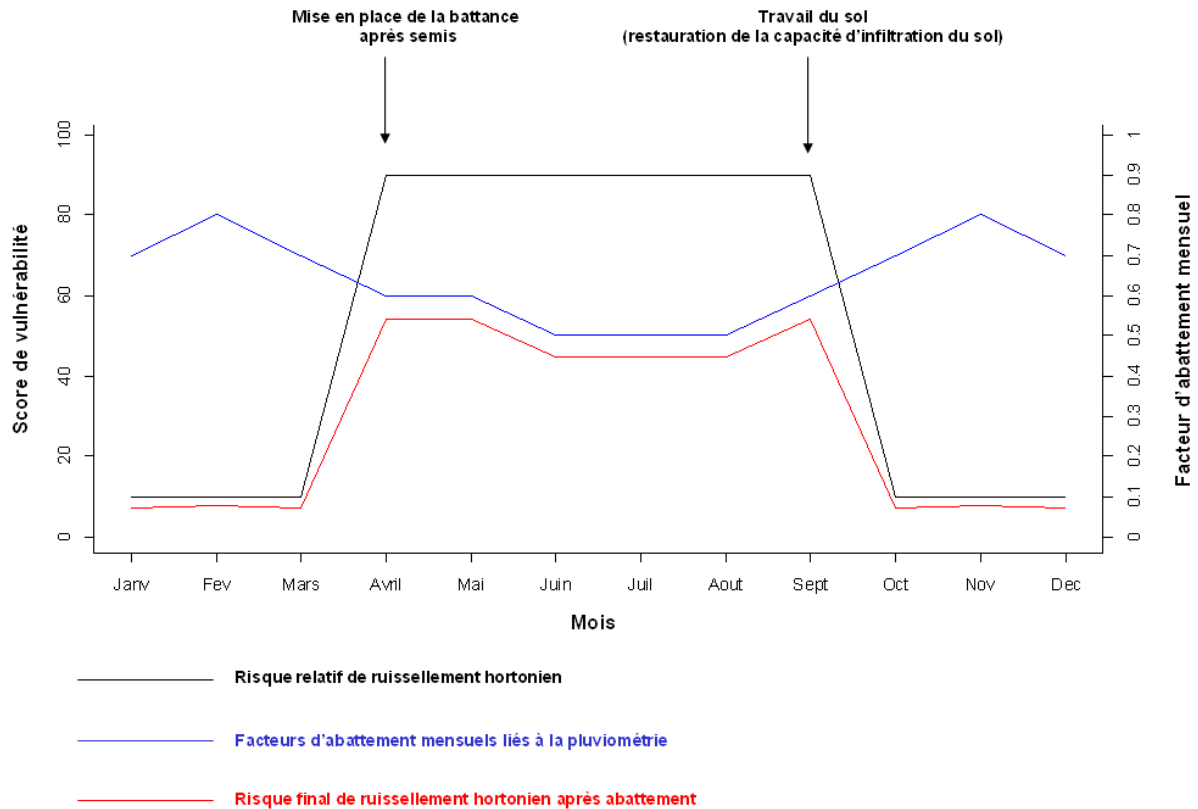


Figure 16 : Exemple de prise en compte conjointe de l'évolution du risque relatif et des facteurs d'abattement au pas de temps mensuel pour déterminer la vulnérabilité résultante au cours du temps. Ici, la mise en place de la battance entre avril et septembre (sous culture de printemps par exemple) fait évoluer le risque relatif de ruissellement hortonien de très faible (sol initialement filtrant) à très fort. Il est ramené à un risque moyen après la prise en compte des facteurs d'abattement liés à la pluviométrie.

3.5.2. Exemple

L'exemple ci-dessous illustre l'abattement des vulnérabilités appliqué aux parts relatives de risques obtenues en section 3.3 à partir des chroniques mensuelles de pluies et d'excédents hydriques illustrées en Figure 17.

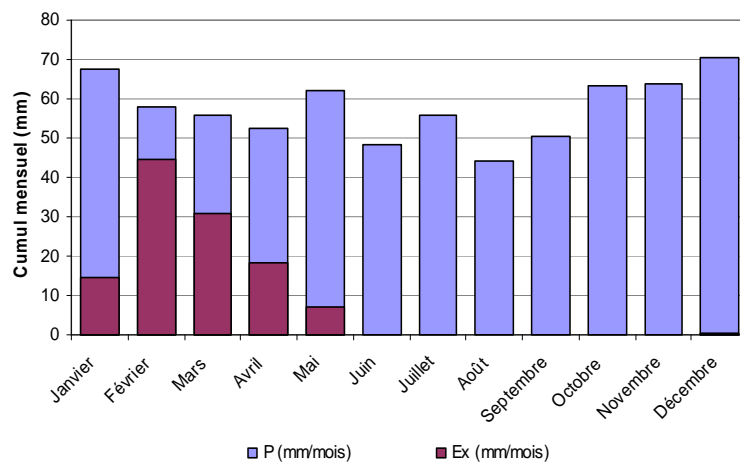


Figure 17 : Évolution des précipitations et des excédents hydriques moyens mensuels interannuels de la maille sélectionnée

	Facteur d'abattement (P)	Ruissellement hortonien	Facteur d'abattement (Ex)	Infiltration	Drainage	Écoulement hypodermique	Ruissellement par saturation	Total
		10 %		45 %	0 %	4.5 %	40.5 %	100
Janvier	0.7	7	0.3	14	0	1	12	27
Février	0.6	6	0.7	32	0	3	28	63
Mars	0.6	6	0.5	23	0	2	20	45
Avril	0.6	6	0.4	18	0	2	16	36
Mai	0.7	7	0.2	9	0	1	8	18
Juin	0.5	5	0	0	0	0	0	5
Juillet	0.6	6	0	0	0	0	0	6
Aout	0.5	5	0	0	0	0	0	5
Septembre	0.5	5	0	0	0	0	0	5
Octobre	0.7	7	0	0	0	0	0	7
Novembre	0.7	7	0	0	0	0	0	7
Décembre	0.8	8	0	0	0	0	0	8

Tableau 17 : Scores de vulnérabilité (% arrondis) associés aux différents types de transfert après modulation par les facteurs d'abattement mensuels déduits des pluies et des excédents hydriques mensuels

On constate ici que la vulnérabilité par type de transfert évolue principalement ici au cours des mois avec une période de 4 à 5 mois (allant de janvier à mai) pour laquelle le bilan hydrique, excédentaire, permet la survenue d'écoulements, principalement par infiltration profonde et par ruissellement par saturation. Sur cette période, le total des scores de vulnérabilité varie entre 18 % au mois de mai pour atteindre 63 % au mois de février (qui constitue donc un mois le plus sensible aux transferts). Le reste de l'année, le risque s'avère relativement faible voire négligeable, sur une période allant de juin à décembre, pour laquelle seul un peu de ruissellement hortonien est susceptible de participer aux écoulements.

A l'échelle de chaque unité cartographique, l'approche proposée permet donc bien de hiérarchiser les périodes à risque de transfert, qu'ils soient pris individuellement ou collectivement. Évidemment, des contrastes spatiaux peuvent également apparaître d'une unité cartographique à l'autre, selon que la pluviométrie est plus importante ou plus faible mais surtout, à « climat identique », en fonction de la réserve utile des sols.

3.6. Recommandations pour l'interprétation des résultats

Le diagnostic de vulnérabilité d'une AAC à transferts mixtes permet de produire cinq groupes de cartes distincts : un groupe pour chaque type de transfert mentionné en début de section 1, comprenant chacun autant de cartes que de pas de temps retenus pour l'introduction de la variabilité climatique. Les cartes en question restituent le risque de transfert sous la forme de cinq classes de pourcentages, correspondant à des niveaux de vulnérabilité croissants (« Très faible », « Faible », « Moyen », « Fort », « Très fort ») que l'on représentera classiquement à l'aide d'une échelle de couleurs (allant par exemple du vert au rouge). A ces cartes peuvent s'ajouter celles relatives aux incertitudes qui permettent d'indiquer quelle est la fiabilité (ou la confiance) accordée aux différents résultats ou, comme suggéré, de cartographier directement les probabilités cumulées de risques fort et très fort (PFTF). A cet égard, la restitution des résultats auprès d'un public de non spécialistes (agriculteurs, élus...) doit impérativement faire l'objet d'un discours simplifié afin de ne pas induire d'incompréhension face à la complexité des notions manipulées.

Ainsi, il apparaît indispensable que le chargé d'étude procède à une analyse des résultats de manière à en extraire et expliciter l'information utile pour la prise de décision.

Indépendamment de toute autre considération, cette analyse devra en premier lieu identifier les modes de transfert dominants à l'échelle de l'AAC ainsi que leur répartition dans l'espace (en distinguant si besoin des sous-secteurs considérés comme homogènes). Cette hiérarchisation pourra s'appuyer sur la proportion de surfaces affectées d'un risque fort ou très fort (ou d'une probabilité de risques fort et très fort significative si l'opérateur a choisi de tenir compte des incertitudes). Ce travail doit permettre de déterminer sur quel(s) type(s) de transfert il convient d'intervenir en priorité et anticiper ainsi les actions possibles¹⁸. Néanmoins, il n'est pas exclu qu'aucun risque transfert ne prédomine par endroits. Ce type de situation devra également être signalé (il s'agit en effet d'une situation de transfert à part entière).

De là, un élément d'analyse majeur repose sur le devenir des écoulements entre les parcelles émettrices et le captage. En effet, les risques de transferts évalués ici à l'échelle des parcelles peuvent se trouver atténués à divers degrés lors de leur transit vers les milieux aquatiques récepteurs puis jusqu'au captage. En simplifiant, il peut être fait l'hypothèse que plus le trajet est direct et rapide depuis la parcelle émettrice jusqu'au captage, plus cette atténuation sera faible. Ainsi on pourra nuancer les résultats au regard de différents facteurs tels que :

- **La distance et la vitesse de circulation de l'eau infiltrée à travers la (les) nappe(s)** en fonction de la perméabilité de l'aquifère et/ou de la distance au captage. En milieu poreux, on pourra par exemple caractériser la première par l'examen du gradient piézométrique entre le point d'infiltration et le captage. En milieu discontinu, on se basera sur la connaissance des zones de circulation préférentielle (lignes de fracture, drains karstiques) issue de données de traçage, de géophysique ou encore de photo-interprétation.
- **La distance et la vitesse de circulation de l'eau à travers le réseau hydrographique**, incluant les éventuels réseaux de fossés,
- **Le degré de contribution d'un compartiment de l'hydrosystème vers la ressource prélevée** (que l'on aura identifié lors de la délimitation de l'AAC), notamment dans le cas d'échanges nappes / rivière ou rivière / nappe
- **L'existence d'éléments du paysage en position d'interface et susceptibles de participer à l'atténuation des transferts de contaminants** (zones tampons). Dans ce dernier cas, on proposera de

¹⁸ En effet, certains types d'actions pourront être privilégiés (ou exclus) selon le mode de transfert que l'on souhaite maîtriser. En cas d'infiltration prépondérante, les efforts se porteront par exemple vers une évolution des pratiques culturales (réduction des intrants, modification de l'assolement ou des systèmes de culture, substitution de produit...) tandis que dans les secteurs sensibles au ruissellement, la modification du travail du sol ou le recours à des aménagements tels que les zones tampons constitueront des solutions intéressantes, en complément de bonnes pratiques à la parcelle. Un inventaire détaillé des actions de protection possibles selon le type de transfert considéré (mais aussi la substance ciblée) est proposé par Barrez *et al.* (2013a).

valoriser les références disponibles au sujet de l'efficacité des dispositifs tampons vis-à-vis des différents types de contaminants, aujourd'hui assez bien documentée (Catalogne *et al.*, 2016).

Afin de préciser l'interprétation des résultats dans une perspective opérationnelle, il sera également intéressant de faire appel à des éléments de compréhension allant au-delà de la vulnérabilité intrinsèque. Il pourra s'agir en premier lieu du type de substance en cause dans la dégradation de la qualité de l'eau au captage. En effet, la connaissance des voies de transfert préférentielles peut expliquer à elle seule une part importante de la vulnérabilité pour une substance donnée. En simplifiant, on citera par exemple :

- La sensibilité des nitrates aux transferts par infiltration, drainage et écoulements de sub-surface (alors que les possibilités de transfert par ruissellement sont nulles ou négligeables),
- La sensibilité presque exclusive du phosphore, des matières en suspension ou de la matière organique (y compris azote organique) aux transferts par ruissellement (en particulier de ruissellement érosif),
- La forte sensibilité des produits phytosanitaires aux transferts par ruissellement (et d'infiltration concentrée), plus atténuée en cas d'écoulements hypodermiques ou d'infiltration diffuse, intermédiaire en présence de drainage¹⁹...

Ainsi, sans aller jusqu'à une caractérisation détaillée du devenir des substances dans le milieu (processus de rétention et de dégradation), la prise en compte des voies de transfert préférentielles propres aux différentes substances permet déjà d'approcher de la notion de vulnérabilité spécifique.

En relation avec ce qui précède, la connaissance des périodes d'application pourra également aider à déterminer à quelles périodes les substances sont « disponibles » pour les transferts. Ce sera principalement le cas des produits phytosanitaires mais aussi des engrais organiques (la disponibilité des nitrates étant surtout gouvernée par le déséquilibre entre les apports et ce qui a été consommé par les cultures avant la survenue de la période de lessivage). Le croisement de cette information avec les cartes de vulnérabilité aux transferts au cours de l'année pourra ainsi permettre de mieux comprendre quelles pratiques sont susceptibles de générer une contamination des ressources en eau. C'est notamment au regard de ces éléments qu'il est proposé de restreindre le nombre de cartes pour ne conserver que celles qui correspondent à des périodes de transfert à risque. On citera en particulier deux exemples représentatifs :

- Les cartes de vulnérabilité au ruissellement correspondant aux principales périodes d'application de produits phytosanitaires (par exemple les désherbants sur maïs de fin de printemps, les désherbants après semis des cultures d'hiver en début d'automne, les fongicides sur vigne en début d'été...).
- Les cartes de vulnérabilité aux premiers transferts par infiltration, drainage ou écoulements hypodermiques qui correspondent aux premiers lessivages de nitrates (mais aussi de pesticides) présents dans les sols (les premiers flux étant généralement les plus concentrés).

Enfin, cette réflexion peut aussi être menée du point de vue des données de qualité de l'eau disponibles. Celles-ci peuvent en effet indiquer à quelle(s) période(s) les problèmes de contamination des eaux captées sont préférentiellement détectés. Cette information pourra permettre de cibler les cartes correspondantes et de vérifier si les périodes à risque de transfert sont bien identifiées. On restera toutefois vigilant au fait que les transferts sont parfois différés dans le temps, si la substance persiste dans le milieu jusqu'à ce qu'un écoulement survienne (par exemple les résidus de produits phytosanitaires exportés dès la reprise du drainage plusieurs semaines ou mois après leur application aux champs). D'autre part, les périodes à risque dépendent fortement de la variabilité climatique d'une année sur l'autre (selon que l'année est plus sèche ou plus humide)

¹⁹ En effet, le rôle de filtre joué par le sol s'avère déterminant dans le transfert des produits phytosanitaires et l'on constate que, lorsque l'eau a circulé à travers le profil de sol (transferts par infiltration profonde, écoulements hypodermiques et drainage), les concentrations en pesticides sont généralement très inférieures à celles relevées dans les eaux de ruissellement (diminution d'un facteur 10 à 1 000, VOLTZ et LOUCHART, 2001). Cette rétention est toutefois à mettre en rapport avec les propriétés de la substance tel que le Koc (affinité pour l'adsorption sur les particules de sol) et la durée de demi-vie DT50 qui pourront expliquer des comportements et sensibilités différents selon les voies de transferts citées.

alors que, selon le mode d'intégration des facteurs climatiques préconisé, les cartes produites seront représentatives de conditions et périodes habituellement à risque (moyennes interannuelles, scénarios de pluie). L'analyse des résultats devra alors en tenir compte et mentionner cette possible variabilité pour nuancer les conclusions fournies.

4. EXEMPLE D'APPLICATION SUR L'AIRE D'ALIMENTATION DU CAPTAGE DES SOURCES DE LA VIGNE

Cette application vise à illustrer concrètement comment mettre en œuvre la méthodologie présentée dans les premières parties de ce rapport à l'échelle d'une AAC. La démarche suivie est alors celle que pourrait adopter un chargé d'étude, depuis l'analyse préalable du fonctionnement de l'hydrosystème jusqu'à l'interprétation des résultats obtenus pour aider à la prise de décision en passant par la formalisation des critères de vulnérabilité sur la base des connaissances disponibles et la réalisation de visites de terrain pour valider les hypothèses émises.

4.1. Présentation générale de l'AAC

Situées sur le territoire de la commune de Rueil-de-la-Gadelière dans l'Eure-et-Loir, les sources de la Vigne font l'objet d'une exploitation pour l'alimentation en eau potable de la ville de Paris depuis la fin du XIX^{ème} siècle. Appartenant au groupe de sources « de l'ouest », elles sont aujourd'hui exploitées par *Eau de Paris* à hauteur de 30 000 m³/j en moyenne par l'intermédiaire de sept points de prélèvement. L'eau prélevée est ensuite acheminée jusqu'à Paris au moyen de l'aqueduc de l'Avre qui collecte également les eaux des champs captant de Montreuil-sur-Eure et Vert-en-Drouais.

Le suivi de l'état chimique des sources de la Vigne assuré par Eau de Paris met en évidence une dégradation manifeste de la qualité de l'eau, associée à des problèmes de turbidité :

- Avec une nette augmentation des concentrations en nitrates depuis les années 1970, passant de 20 mg/l à près de 45 mg/l, relativement stabilisées depuis les années 1990 mais associées à des pics dépassant régulièrement le seuil de 50 mg/l.
- Avec des dépassements récurrents des normes de potabilité « eau brutes » (0.1 µg/l) pour certains pesticides, dont trois herbicides (Chlortoluron, Isoproturon, Glyphosate) et un molluscicide (Metaldehyde).

Depuis 2009, le captage des sources de la Vigne figure dans la liste des captages prioritaires « Grenelle » qui implique la mise en place d'un plan d'action destiné à limiter les pollutions diffuses sur son bassin d'alimentation.

Les sources de la Vigne constituent l'un des exutoires de l'aquifère d'envergure régionale se développant dans les craies du Turonien. De par sa nature karstique, les eaux peuvent y circuler de manière rapide et les échanges avec les eaux de surface, via des pertes en rivière et des points d'infiltration préférentielle (bétoires), sont importants. Il s'agit donc typiquement d'un système où les transferts d'eau jusqu'au captage sont de nature mixte, à la fois superficiels et souterrains.

Les études antérieures ont pu démontrer que l'extension de l'AAC correspondait de manière relativement fidèle au bassin versant topographique du cours supérieur de l'Avre, en amont de Verneuil-sur-Avre, soit une surface d'environ 37 550 ha (375 km²), répartie sur trois départements : l'Eure, l'Eure-et-Loir et l'Orne (Figure 18).

A l'échelle de cette AAC, l'aquifère du Turonien n'occupe que les trois-quarts nord du bassin. Il atteint une puissance maximale d'environ 40 mètres au niveau des sources et s'amincit vers le Sud-Ouest (vers l'amont du bassin). D'après les levés de coupes de forage, les formations Turoniennes présentent par ailleurs un faciès plus marneux dans leur partie inférieure, ce qui leur confère une perméabilité médiocre. Il semble ainsi que l'aquifère et la karstification associée se développent préférentiellement dans les niveaux supérieurs où la craie est plus franche (sur une épaisseur avoisinant 10 m).

A l'amont du bassin, le turonien est mis au contact des sables du Perche du cénomaniens supérieur (sables moyens à grossiers plus ou moins argileux), remontés à la faveur d'une faille (faille de Senonche). Cette

formation constitue un petit aquifère en position de plateau, donnant naissance à des sources temporaires au niveau du contact avec les formations turoniennes. Il semble toutefois que les sables du Perche possèdent une certaine extension vers le Nord (mal connue), sous les formations turoniennes, et soient en équilibre hydrostatique avec ces dernières.

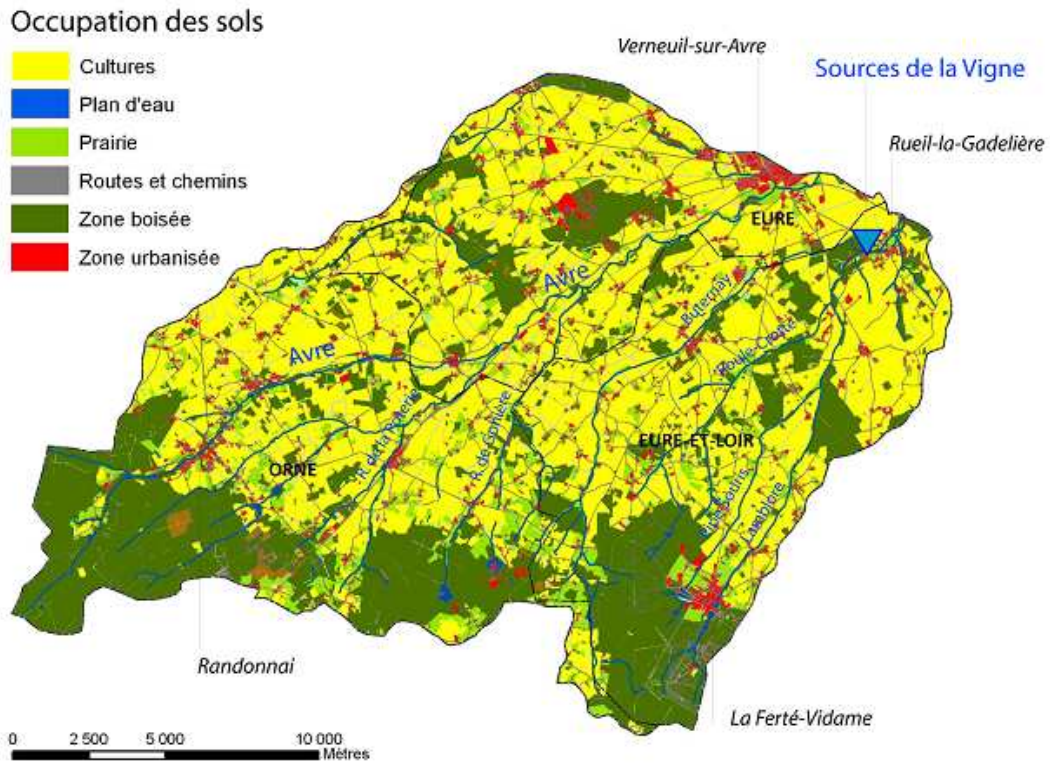


Figure 18 : Aperçu de la géographie de l'AAC des sources de la Vigne

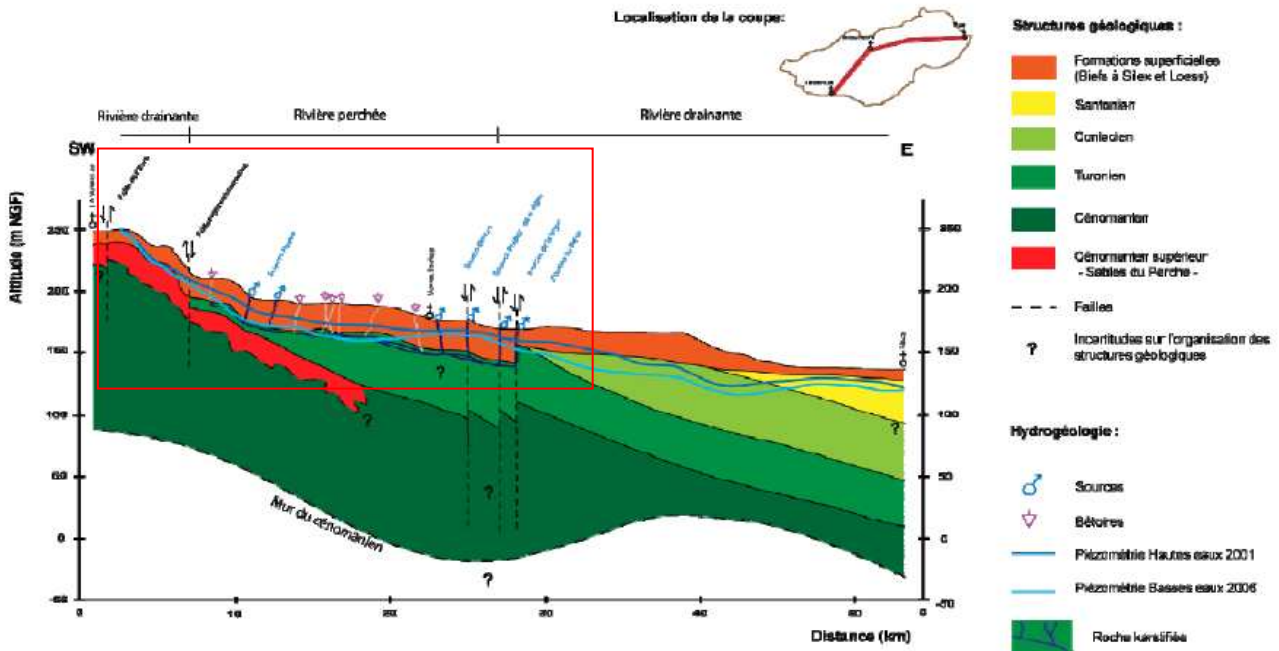


Figure 19 : Coupe géologique et hydrogéologique de synthèse réalisée par le BRGM dans le secteur des sources de la Vigne (encadré en rouge)

A l'aval, les sources de la Vigne constituent l'exutoire du système. Celles-ci émergent à la faveur d'un jeu de failles (supposé) amenant vraisemblablement les niveaux karstifiés au contact des formations peu perméables du turonien inférieur. Le cénomaniens inférieur constitue le mur de ces deux formations aquifères (craies peu perméables) et l'ensemble est affecté d'un pendage Sud-Ouest – Nord-Est, s'enfonçant en direction du centre du Bassin Parisien (Figure 19).

A l'exception de quelques zones d'affleurement des sables du Perche, circonscrites à hauteur des sources de l'Avre, l'ensemble du secteur est recouvert par une épaisse couche d'argiles à silex (de 8 à 30 m d'épaisseur), héritées de l'altération des formations crayeuses sous-jacentes²⁰. Cette couverture, considérée dans sa globalité comme peu à très peu perméable, laisse toutefois s'infiltrer une partie de l'eau vers les aquifères sous-jacents à la faveur de bétoires et de pertes le long du réseau hydrographique. En effet, les cours d'eau du secteur ont incisé les formations superficielles jusqu'au contact des craies, plus ou moins fracturées et perméables, permettant à l'eau de s'infiltrer sur des tronçons entiers, jusqu'à disparaître totalement en période de basses eaux. Un certain nombre d'expériences de traçage ont d'ailleurs permis de démontrer l'existence de nombreuses connexions rapides entre eaux de surface et eaux souterraines (et le captage).



Figure 20 : Exemple de perte (tronçon infiltrant) bien caractérisée dans le lit mineur du Lamblore, à hauteur du hameau du Haut-Chevrier. Photo du bureau d'étude SOGETI.

Les sols du secteur se développent à partir des dépôts de limons éoliens du quaternaire, en plaquage sur les formations d'argiles et poudingues à silex issues de l'altération de la craie. D'après les données, leur épaisseur varie de 40 à 120 cm. La pierrosité, parfois importante dès la surface, est héritée des argiles à silex sous-jacentes. Le concept de topo-séquences semble assez bien expliquer les variations latérales de nature du sol, tant en épaisseur qu'en pierrosité : épais (> 60 cm) et faible charge en cailloux sur les plateaux, plus mince (40 cm) et forte pierrosité dans les pentes et les vallées (Figure 21).

Compte tenu de leurs caractéristiques, certains de ces sols sont qualifiés de battants mais montrent surtout une forte propension à l'hydromorphie. En effet, la présence généralisée des argiles à silex ou de grison (poudingues à silex) en bas de profil constitue une rupture de perméabilité majeure s'opposant à l'infiltration de l'eau en profondeur. Les pentes et les conductivités hydrauliques à saturation des sols, relativement faibles (en particulier sur les plateaux), conduisent par ailleurs à une mauvaise évacuation de l'eau et à un degré d'hydromorphie élevé, expliquant la mise en place de drainage sous de nombreuses parcelles cultivées.

L'occupation des sols (Figure 18) montre clairement deux secteurs bien différenciés avec :

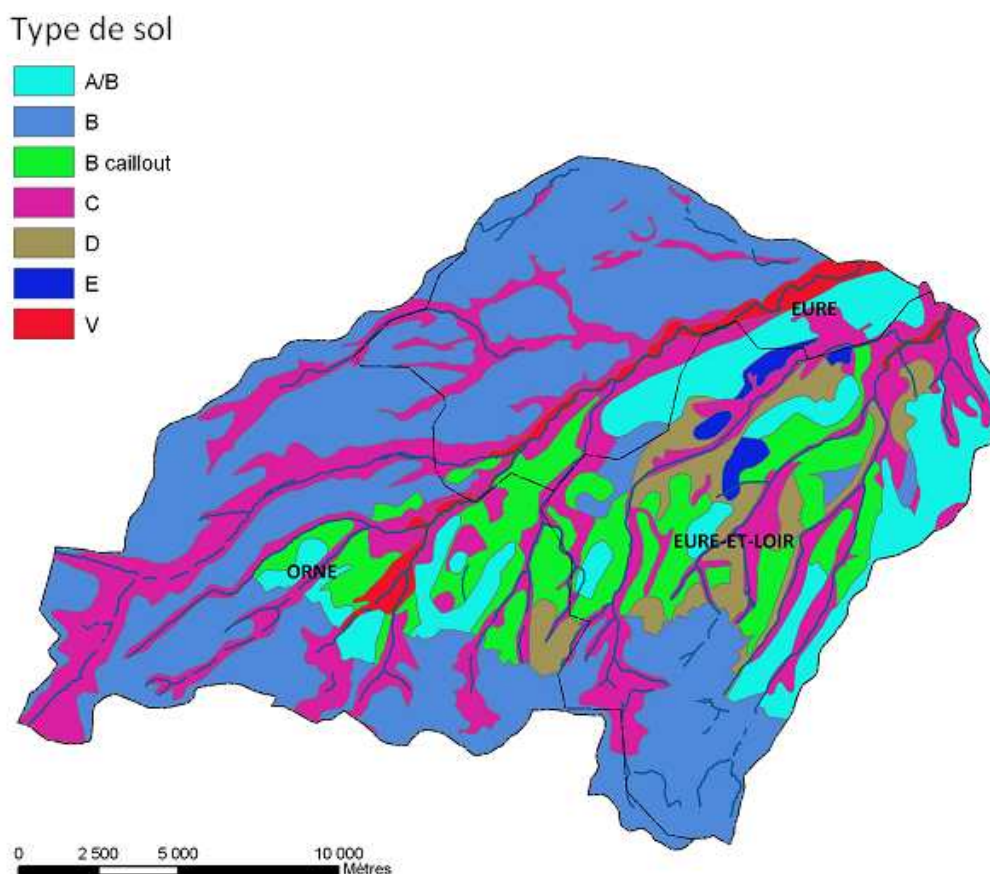
- un secteur largement occupé par la forêt à l'extrême amont, correspondant aux zones sur sables du Perche, probablement peu favorables à l'implantation de cultures (en lien avec le caractère très hydromorphe des sols).

²⁰ Y compris sur les Sables du Perche où la craie du Turonien initialement présente a été entièrement altérée

- le reste du bassin, occupé en majorité par les cultures, quelques massifs forestiers et zones urbanisées.

Du point de vue agricole, le territoire est largement dominé par le système polyculture-élevage. L'analyse des données du RGA réalisée par Ah2D pour l'année 2000 montre que près de 70% à 80% de la SAU est dévolue aux cultures contre 20 à 30 % de surfaces fourragères, en baisse depuis 1979 (dont environ 60 % de prairies permanentes, plus répandues dans la partie amont du bassin).

Les cultures pratiquées sont très majoritairement des cultures d'hiver menées en système conventionnel, dominées par le blé d'hiver (40%), le colza (28%) et l'orge d'hiver (24%). Les rotations s'organisent sur un cycle de 3 à 4 ans de type Colza/Blé/Blé(/Orge) ou Colza/Blé/Orge(/Orge).



Sol A : Limon à limon argileux profond sur argile à silex. Ces sols ont très peu de cailloux en surface. Ils sont tous en position de plateau (Les Ressuintes, Chapelle-Fortin) ou en bordure de plateau (Rohaire).

Sol B : Limoneux, moyennement profond sur argile à silex. La teneur en cailloux est plus importante que les sols A dès la surface et on rencontre une forte proportion de gravier ou cailloux brisés dès 40-50 cm. Ces sols se trouvent sur les pentes douces (Rohaire) ou en position de plateau érodé (Lamblore).

Sol B caillouteux : Limon battant graveleux peu profond hydromorphe.

Sol C : Situé en position de pentes, ces sols sont plutôt limoneux avec des variantes limono-argileux ou limono-sableux. Les silex sont non-brisés et très nombreux.

Sol D : Limoneux très caillouteux superficiel. Les sols se retrouvent sur toutes les surfaces érodées avec des variantes sur argile rouge ou sur grison.

Sol E : Limon à limon-argileux moyennement profond peu hydromorphe.

Sol V : Sol de colluvions limoneuses : très profondes, très peu chargées en cailloux, situées en bas des pentes, le long des cours d'eau temporaires.

Figure 21 : Carte des sols de l'AAC issue de l'étude Ah2D

4.2. Données employées et prétraitements pour la définition des critères de vulnérabilité

4.2.1. Format de restitution cartographique

Pour cette application, il a été choisi de discrétiser l'ensemble de l'AAC à l'aide d'un maillage carré régulier de 100m de côté (soit 38 250 mailles d'un hectare). L'ensemble des données employées a été formaté et reporté sur ce maillage pour effectuer les calculs. Un score de vulnérabilité (parmi cinq classes : « très faible », « faible », « moyen », « fort », « très fort ») associé à une probabilité a été déterminé pour chaque type de transfert et pour chaque maille selon la méthode proposée dans la première partie de ce rapport, à partir d'un ensemble de critères définis dans les paragraphes suivants.

En complément, une agrégation des résultats obtenus à l'échelle des parcelles agricoles (moyenne des valeurs de l'ensemble des mailles recoupées par chaque parcelle) est proposée pour obtenir un rendu plus adapté à la prise de décision.

4.2.2. Bilan des transferts par ruissellement hortonien

On rappellera que les deux critères suggérés pour évaluer la vulnérabilité aux transferts par ruissellement hortonien reposent i) sur une caractérisation du degré de perméabilité des sols et ii) sur la sensibilité des sols à la formation d'une croûte de battance.

Dans le cas de la perméabilité des sols, deux sources de données ont été valorisées : i) la carte des sols élaborée par Ah2D (Figure 21)²¹ et ii) la cartographie de conductivité hydraulique à saturation (ksat) obtenues à l'échelle nationale (résolution kilométrique) par l'application d'une fonction de pédo-transfert (logiciel Rosetta) aux données de texture et de densité apparente de l'horizon de surface (0-30 cm) fournies par l'ESDB²² (Figure 22).

A l'échelle de l'AAC, les valeurs de conductivité hydraulique à saturation varient très majoritairement entre 4 mm/h et 8mm/h, en accord avec les ordres de grandeur de perméabilité de sols à dominante limoneuse. Seules quelques valeurs autour de 65 mm/h sont observées à l'extrême amont du bassin dans un secteur où les sables du Perche affleurent. Selon la grille proposée par défaut en section 3.2.1, ces valeurs pourraient correspondre à des risques de ruissellement faibles (R = 25 %) à très faibles (R = 10 %).

Afin de préciser ces chiffres, une comparaison avec la distribution des intensités pluviométriques horaires a été réalisée à partir des relevés de la station de Rueil-de-la-Gadelière (considérée par défaut comme représentative de la climatologie du bassin). Sur la période d'observation (entre 1993 et 2011), on constate que seulement 1 % des épisodes pluvieux dépassent les 5 mm/h et moins de 0.5 % les 10 mm/h (Figure 23, haut). La valeur maximale observée atteint 22.4 mm/h, inférieure aux valeurs de conductivité hydraulique à saturation les plus élevées à l'amont du bassin. En terme de volume, les mêmes épisodes pluvieux représentent en revanche 10 et 5 % des pluies reçues respectivement. Il est proposé de retenir ces chiffres pour définir les parts relatives de risque lié au ruissellement hortonien pour les classes de conductivité hydraulique à saturation 0-5 mm/h et 5-10 mm/h respectivement. On remarquera par ailleurs que ces épisodes sont majoritairement observés en période estivale (de mai à octobre), indiquant que les risques de ruissellement hortonien ont un caractère nettement saisonnier (Figure 23, bas).

²¹ Le mode d'élaboration de cette carte des sols reste assez flou et imprécis (en particulier dans les départements de l'Eure et de l'Orne où les données utilisées se sont avérées très pauvres). Sa fiabilité est par ailleurs fortement remise en cause par l'étude SOGETI dans la partie Est du bassin.

²² <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/resource-type/datasets>

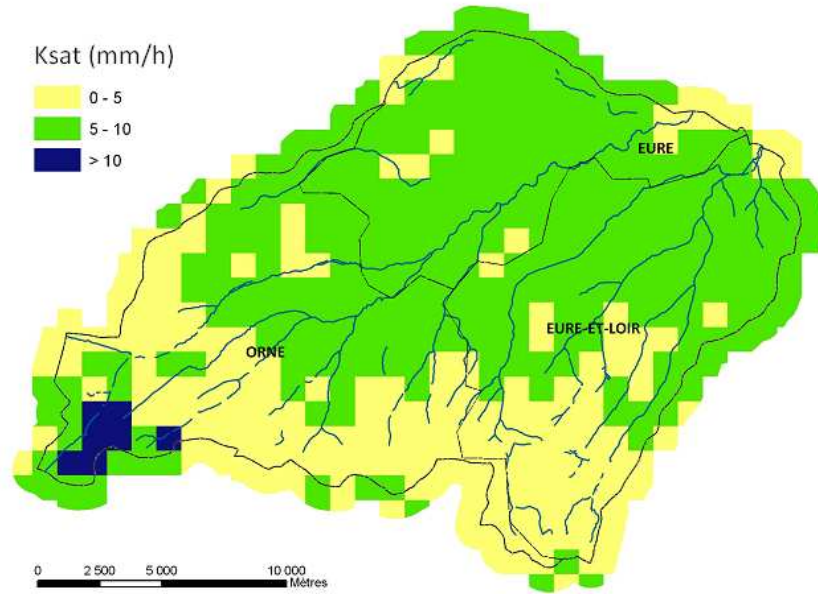


Figure 22 : Ordres de grandeur de conductivité hydraulique à saturation déduite des données de l'ESDB

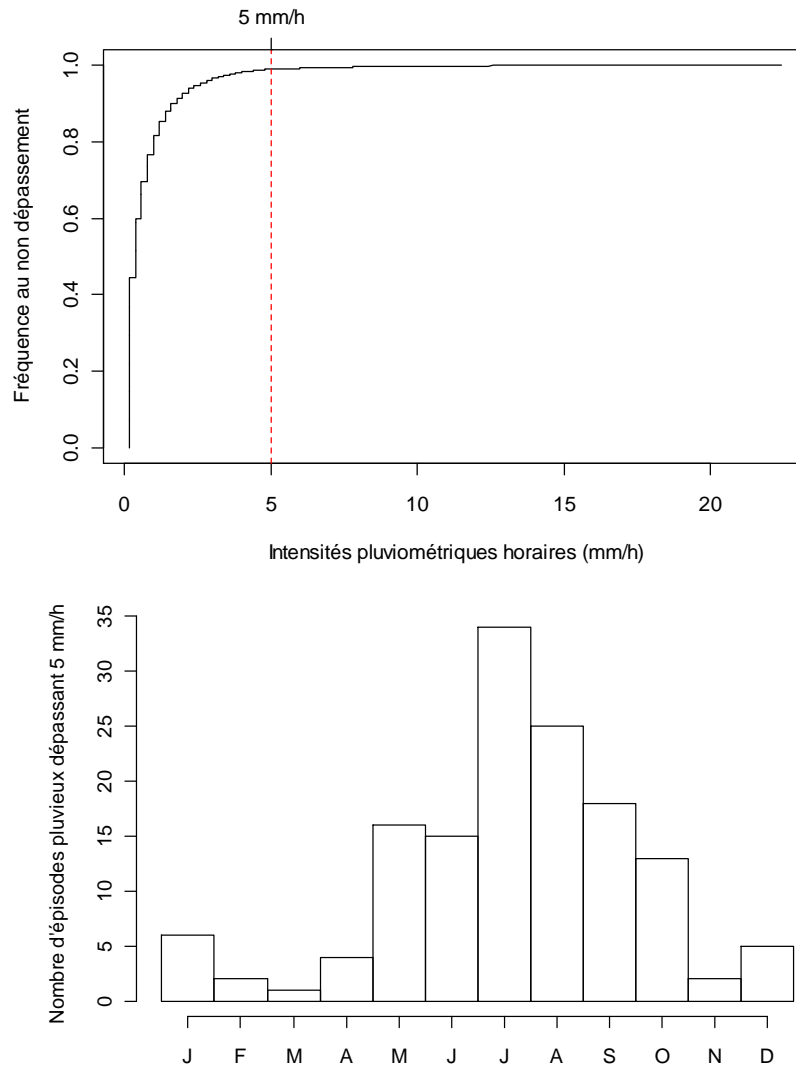


Figure 23 : En haut : distribution cumulée des intensités pluviométriques horaires observées au poste météorologique de Rueil-de-la-Gadelière. En bas : nombres d'épisodes pluvieux dépassant les 5 mm/h au cours de l'année

A ce stade, ces grandeurs n'intègrent pas l'effet de la pierrosité (la fonction de pédotransfert employée pour calculer les conductivités hydrauliques à saturation ne le permet pas) qui contribue théoriquement à faciliter l'infiltration dans les sols. Il est donc proposé un ajustement des scores de vulnérabilité en fonction des données descriptives des sols en abaissant le score de vulnérabilité de 10% à 25% pour les sols décrits comme ayant une charge en cailloux moyenne à forte dès la surface : sol B (- 10%) et sols B caillouteux, C et D (- 25%).

A ce stade (sans prise en compte du facteur « battance », voir ci-après), les scores de vulnérabilité au ruissellement hortonien sont très majoritairement nuls, seuls 15 % des unités cartographiques présentent une part relative de risque au ruissellement de 5 ou 10 %, soit un risque très faible. Le score résiduel pour les autres types de transfert reste ainsi élevé (i.e. de 90 à 100 %).

Les sources d'incertitude liées aux critères pris en compte ici dans la détermination des scores de vulnérabilité au ruissellement hortonien sont de deux types :

- l'imprécision de la carte des sols fournie par l'étude Ah2D, soit en raison d'erreur de cartographie et de mauvaise localisation des différents types de sol, soit en raison de l'échelle de cartographie (relativement grossière) et de la simplification en sept unités de sols uniformes qui masquent sans doute une certaine variabilité spatiale. Ces incertitudes peuvent être considérées comme relativement importantes.
- l'incertitude liée au calcul des conductivités hydrauliques à saturation à l'aide d'une fonction de pédo-transfert et, encore une fois, à la probable variabilité spatiale non restituée à l'échelle kilométrique.

Compte tenu de ces deux sources d'incertitude, il est proposé de fixer une marge d'erreur relativement élevée (degré de confiance faible) de +/- 30%.

Concernant le critère « battance » et son impact vis-à-vis de la génération de ruissellement, la nature des sols, à dominante nettement limoneuse ou limono-argileuse tend à indiquer que les sols du secteur présentent une assez forte sensibilité à la battance. A cet égard, le calcul de l'indice de battance à partir des statistiques cantonales de la BDAT donne des valeurs moyennes comprises entre 2.2 et 2.7 (associé à un écart type compris entre 0.5 et 0.8), bien supérieures au seuil de 1.8 retenu pour considérer le sol comme battant. Par ailleurs, dans la typologie des sols proposée par Ah2D, trois types de sols sont qualifiés de battants : les sols A, B et B caillouteux. Positionnés sur les zones de plateau, ils recouvrent à eux trois la majorité de la surface de l'AAC.

L'étude menée par SOGETI sur la partie Est du bassin tend toutefois à conclure que les phénomènes de ruissellement hortonien sont rares (peu ou pas de traces de ravinement ou de témoignages signalant une problématique de ruissellement) et ne se manifestent qu'en présence de fortes pluies après les semis. Ce constat semble confirmé par la carte de sensibilité à la battance réalisée par le BRGM à l'échelle de la Haute-Normandie. Celle-ci indique un faible degré de sensibilité à la battance pour la partie de Nord de l'AAC, située dans l'Eure (Souadi *et al.*, 2000). Enfin, les observations de terrain réalisées en septembre et octobre 2015, peu de temps après les semis, n'ont pas permis d'identifier de phénomènes de battance bien caractérisés (Figure 24).

Étant donné que le phénomène semble peu observé sur l'AAC, il est proposé d'attribuer un score de vulnérabilité lié à la battance relativement faible : de 25 % pour les sols A et B, de 10 % pour les sols B caillouteux et de 0 % pour le reste de l'AAC. Par ailleurs, compte tenu du type de cultures très majoritairement pratiqué sur le bassin – céréales d'hiver et colza – les périodes potentiellement sensibles à la mise en place de la battance sont relativement circonscrites dans le temps, depuis la préparation du lit de semence au plus tôt en août jusqu'à ce que les cultures assurent une certaine couverture du sol (tallage) que l'on considèrera comme suffisante en décembre. En dehors de cette période, le score de vulnérabilité sera ramené à 0 % (autrement dit, on se reportera au score déduit des conductivités hydrauliques à saturation). Cette distinction des états de surface du sol au cours du temps sera intégrée au moment de la prise en compte des facteurs climatiques dans la détermination de l'évolution de la vulnérabilité au pas de temps mensuel.

Enfin, compte tenu de la forte incertitude concernant les possibilités de mise en place de la battance et, encore une fois de l'imprécision de la carte des sols, une marge d'erreur importante de +/-30 % est également envisagée ici.

Type de sol	Part relative de risque (%)	
	Ruissellement hortonien	Infiltration dans le sol
Sols A et B	25 (Faible)	75 (Fort)
Sol B caillouteux	10 (Très faible)	90 (Très fort)
Autres sols	0 (Très faible)	100 (Très fort)



Figure 24 : Trois états de surface des sols observés en septembre et octobre 2015. En haut à droite : structure de sol classiquement observée sur les parcelles de l'AAC. En haut à gauche : sol en voie de fermeture sur parcelle de colza, la pierrosité préserve toutefois une certaine structure. En bas : début de flacage très localisé dans une parcelle peu caillouteuse, stade de mise en place de la battance le plus avancé observé sur le terrain.

4.2.3. Bilan des transferts par infiltration profonde à l'interface sol-substratum

La caractérisation de l'infiltration profonde vers les aquifères du secteur (sables du Perche et craies du turonien) est en grande partie déterminée par les possibilités d'infiltration à la base du sol, à travers les formations résiduelles d'altération de la craie (argiles et poudingues à silex). **De par leur nature et leur épaisseur, ces formations peuvent être considérées comme peu à très peu perméables et laissent peu de possibilités d'infiltration de nature diffuse.**

Cette fonction de protection des formations aquifères sous-jacente est toutefois susceptible d'être interrompue ou « fragilisée » localement, le plus souvent au niveau des cours d'eau, lorsque ceux-ci ont incisé les formations superficielles jusqu'au contact des formations aquifères perméables, mais aussi au niveau de « zones de faiblesse » de la couche d'argile – bétoires et « points d'absorption » – plus localisés dans l'espace.

Ces phénomènes sont évidemment à mettre en relation avec la mise en place de morphologies karstiques dans les formations crayeuses sous-jacentes comme généralement admis dans les modèles de fonctionnement des milieux crayeux karstifiés de la région (Figure 25). En contrepartie, il est attendu que l'intégrité des formations de recouvrement ne soit pas affectée dans la zone des Sables du Perche.

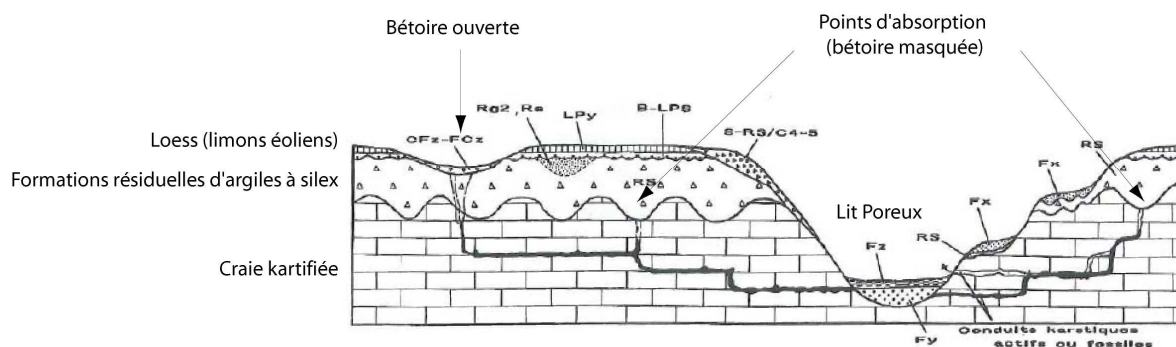


Figure 25 : Schéma de fonctionnement du karst de la craie (adapté de Laignel, 1997)

Les données susceptibles d'être valorisées pour décrire ces différents processus sont :

- les inventaires des points d'infiltration préférentielle (bétoires, marnières, tronçons de « lits poreux ») fournis par Eau de Paris,
- les données d'IDPR (Figure 26).

Cette dernière donnée est en effet la seule susceptible de fournir une vision spatialisée des possibilités d'infiltration à l'échelle de l'AAC (maillage de résolution kilométrique). Elle est basée sur la comparaison d'un réseau hydrographique théorique, déduit de la topographie, et du réseau hydrographique réel (là où des écoulements sont observés). Les faibles valeurs indiquent que la présence d'écoulements attendue en surface n'est pas observée en réalité et, par conséquent, que l'eau s'infiltré dans le sous-sol. A l'inverse, les fortes valeurs indiquent que le réseau hydrographique théorique est bien occupé par des écoulements et que l'eau circule majoritairement en surface sans s'infiltrer.

Dans un contexte hydrogéologique tel que celui de l'AAC de la Vigne, l'IDPR ne peut pas être interprété comme représentatif d'une infiltration diffuse généralisée mais comme une indication, intégratrice à l'échelle de chaque maille, des possibilités d'infiltration liées aux phénomènes karstiques décrits précédemment, localisés dans l'espace (le risque est alors « mutualisé » à l'échelle de la maille), soit qu'il s'agisse de « bétoires ouvertes », soit qu'il s'agisse de « points d'absorption » masqués par les formations superficielles. **La mutualisation du risque d'infiltration à l'échelle des mailles concernées permet notamment de rendre compatible l'existence de secteurs sensibles à l'infiltration selon l'IDPR et le fait que ces mêmes secteurs présentent un forte sensibilité à l'hydromorphie, associée ou non à la mise en place de drainage sous les parcelles agricoles. Cela implique en revanche un traitement particulier dans la définition des parts relatives de risque entre infiltration et risque résiduel (voir plus bas).**

Cette interprétation de l'IDPR semble cohérente avec la connaissance de la nature des formations aquifères sous-jacentes :

- des valeurs fortes (pôle « ruisselant ») sont clairement observées au sud de la faille de Senonche, dans la zone des sables du Perche où ne se développent logiquement aucune morphologie karstique susceptible d'interrompre la couche d'argile ;

- des valeurs fortes à moyennes sont observées dans les zones où les formations du turonien présentes sous la couche d'argile sont peu épaisses (dans la partie amont du bassin, à proximité de la faille de Senonche), correspondant aux niveaux présumés marneux, considérés comme peu perméables et où l'on note une plus faible densité de bétoires (hors réseau hydrographique) ;
- des valeurs moyennes à faibles (pôle infiltrant) sont observées dans les zones où l'épaisseur du turonien est supposée plus importante, à l'aval du bassin, dans les zones d'interfluve et de plateau (en particulier dans la partie Nord-Ouest de l'AAC qui, selon certaines études géomorphologiques, pourrait correspondre à un compartiment remonté par le biais d'un jeu de faille). C'est notamment dans ce secteur que sont observées de vastes vallées sèches (« val de Chauvigny ») associées à une assez forte densité d'indices karstiques.

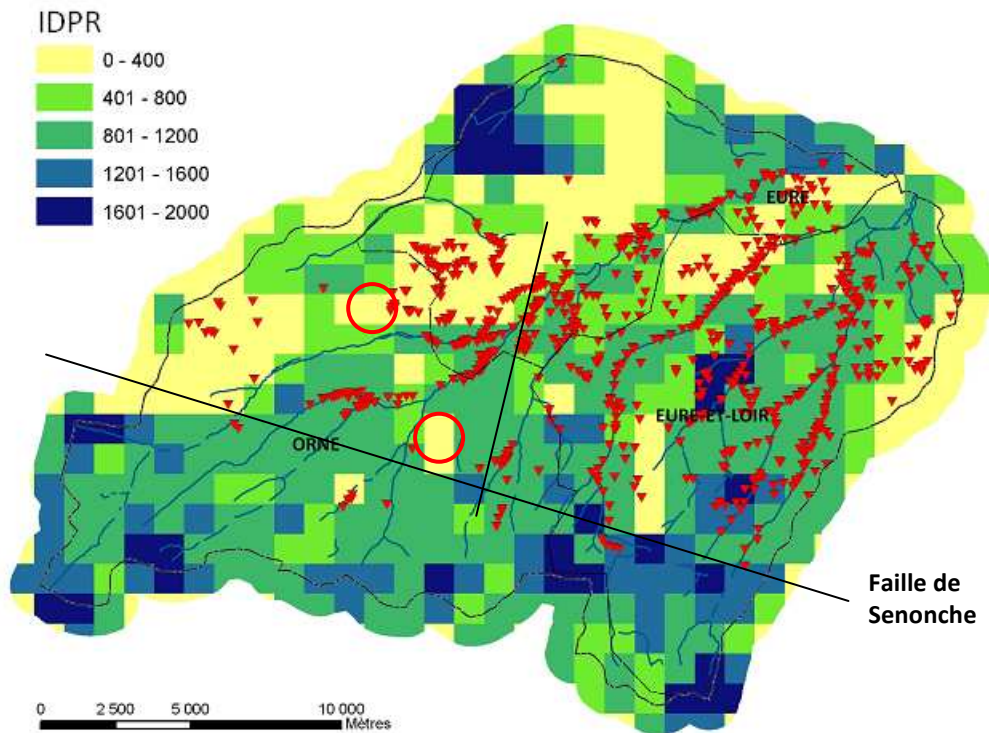


Figure 26 : Cartographie de l'IDPR et des bétoires inventoriées sur l'AAC. Les cercles rouges indiquent deux secteurs où s'observent des points d'absorption bien caractérisés (Figure 27).



Figure 27 : Observation de zones d'absorption bien caractérisées, sous la forme de dépressions fermées pluri-décimétriques de faible profondeur (50 cm à 80 cm de dénivellation), situées sur les plateaux et ne correspondant pas à des bétoires répertoriées (les deux exemples illustrés ne sont pas isolés, d'autres dépressions du même type sont observées à proximité immédiate)

Compte tenu des remarques précédentes, **il est proposé de s'appuyer sur trois classes d'IDPR pour définir un score de vulnérabilité à l'infiltration sur l'ensemble de l'AAC. Les scores retenus sont indiqués dans la grille ci-dessous. En complément, les zones d'infiltration préférentielles inventoriées seront reportées en surimpression et affectées d'un score de vulnérabilité très fort (100 %).**

IDPR	Part relative de risque (%)	
	Infiltration vers la nappe	Accumulation dans le sol
x < 500	90 (Très fort)	90 (Très fort)
500 < x < 1000	50 (Moyen)	90 (Très fort)
x > 1000	10 (Très faible)	90 (Très fort)

Comme cela a été précisé auparavant, le score attribué ici à l'infiltration à partir de l'IDPR est considéré comme représentatif des possibilités d'infiltration concentrée sur chacune des mailles. A l'échelle kilométrique, il peut être fait l'hypothèse que celles-ci s'avèrent relativement localisées et que la couche d'argile à silex s'oppose fortement à l'infiltration sur le reste de la maille, expliquant la mauvaise évacuation de l'eau à la base du sol et un risque résiduel d'engorgement des sols relativement élevé (à l'origine du caractère hydromorphes des sols du secteur). **Il est ainsi proposé de fixer pour l'ensemble de l'AAC un score de vulnérabilité résiduel d'accumulation dans le sol de 90 % (les 10% complémentaires sont vus comme étant liés aux possibilités d'infiltration lente et diffuse à travers les argiles à silex) sans tenir compte du score attribué à l'infiltration.** Cette solution conduit à ne pas respecter la notion de bilan mais s'avère être la seule possibilité pour rendre compte correctement de l'importance et de la nature des différents types de transfert. Elle permet aussi d'illustrer un exemple d'adaptation de la trame méthodologique permettant de tenir compte d'un contexte particulier que les données disponibles ne suffisent pas à décrire correctement.

De ces choix d'interprétation des données, il résulte un certain nombre d'incertitudes dont :

- Le choix assez simplificateur des trois classes d'IDPR pour rendre compte des contrastes dans les possibilités d'infiltration à l'échelle de chaque maille. Une marge d'erreur de +/- 20% sera introduite pour tenir compte l'incertitude sur la décision d'expert.
- L'existence probable de variations dans la perméabilité du substrat argileux, susceptible d'expliquer des variations dans les possibilités d'infiltration diffuse vers les nappes sous-jacentes. Pour rendre compte de cette variabilité supposée, il est proposé de fixer une marge d'erreur de +/- 20% pour les risques résiduels d'accumulation dans le sol.
- La localisation des zones d'infiltration préférentielle et leur fonctionnalité vis-à-vis des transferts jusqu'aux sources de la Vigne. Ces zones étant traitées de manière indépendante dans la démarche (entités ponctuelles reportées en surimpression de la carte de vulnérabilité à l'infiltration), il est suggéré d'y affecter des niveaux de confiance spécifiques tels que :

	Probabilité du risque très fort (100 %)	Probabilité du risque très faible (0%)
La connexion entre la zone d'engouffrement et le captage est avérée (démontrée par traçage)	100 %	0 %
La zone d'engouffrement est bien identifiée et bien localisée (bien documentée) mais la connexion au captage n'a pas été démontrée	50%	50 %
L'existence ou la localisation de la zone d'engouffrement est incertaine (sources contradictoires, pas d'observation de terrain)	10 %	90 %

4.2.4. Bilan des transferts par drainage

Eau de Paris a compilé l'ensemble des données disponibles concernant la localisation des parcelles drainées à l'échelle de l'AAC à partir des études antérieures. La carte fournie est pratiquement exhaustive pour le département de l'Eure-et-Loir où la distinction entre parcelles drainées et non drainées est clairement faite. Pour les départements de l'Eure et l'Orne, seules les parcelles drainées ont été reportées, ce qui pourrait laisser entendre que les parcelles non renseignées sont considérées par défaut comme non drainées (Figure 28). L'examen de photos aériennes du secteur montre toutefois que certaines parcelles non renseignées sont drainées (Figure 29). Un tel travail de vérification à l'échelle de l'AAC ne permet cependant pas de se prononcer dans tous les cas.

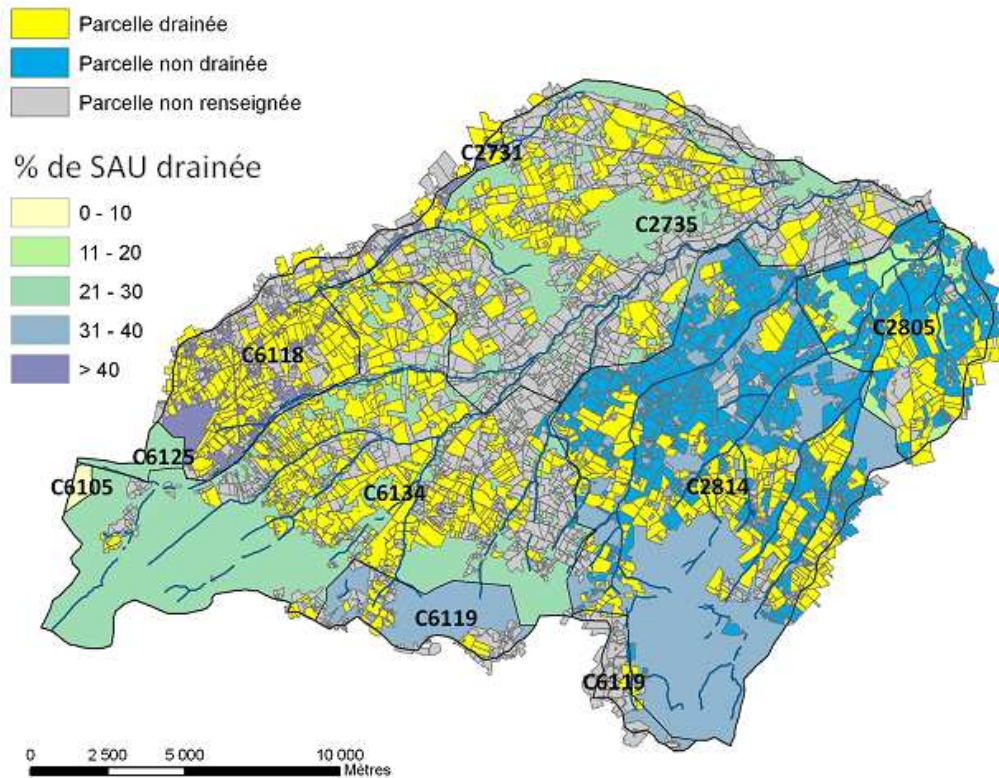


Figure 28 : Cartographie des parcelles drainées (compilation des données réalisées par l'institut Lasalle-Beauvais) et proportion de SAU drainée par canton



Figure 29 : Exemple de repérage sur photographie aérienne d'une parcelle drainée (partiellement) non identifiée dans les bases de données disponibles (en jaune : parcelles drainées, en gris : parcelles non renseignées)

Pour traiter le cas des parcelles non renseignées, il est proposé de déterminer une probabilité que la parcelle soit drainée ou non. Comme suggéré en section 3.2.4, cette probabilité sera alors traitée comme une incertitude appliquée à la distribution des scores de vulnérabilité résiduels issue de l'étape précédente. A titre d'exemple, une probabilité que la parcelle soit drainée de 40 % signifiera que la somme des probabilités des risques issus de l'étape précédente sera ramenée à 0.4 (au lieu de 1) et que la probabilité de risque nul (part relative de risque de 0%) sera fixée à 0.6²³. La même opération sera réalisée pour le risque résiduel de saturation du sol en inversant ces chiffres. Pour ce faire, il suffit d'insérer dans la distribution initiale autant de valeurs nulles que nécessaire (*i.e.* au prorata de la probabilité que la parcelle soit drainée ou non).

Afin de déterminer la probabilité que les parcelles non renseignées soient drainées, il est proposé de s'appuyer sur l'information issue du Recensement Agricole, donnant la proportion de surfaces agricoles drainées à l'échelle cantonale. Cette proportion est corrigée au préalable sur la base de la connaissance des surfaces déjà identifiées comme drainée dans l'AAC (Tableau 18). On constate à cet égard que les secteurs les mieux renseignés montrent bien une bonne concordance entre la donnée cantonale et la proportion de surface drainée connue sur l'AAC (cas du canton C2814 dont 92% de la SAU est incluse dans l'AAC, renseignée à 93 % avec 39 % de surfaces drainées contre 37% à l'échelle du canton entier ; la probabilité que les quelques parcelles non renseignées soient drainées est très faible : 7%). Compte tenu de ces chiffres, l'incertitude découlant de ces probabilités sera relativement élevée pour les cantons C2731, C6118 et C6119.

Canton	Probabilité de drainage des parcelles non renseignées
C2731	0.41
C2735	0.06
C2805	0.15
C2814	0.07
C6118	0.43
C6119	0.32
C6134	0

Tableau 18 : Probabilité de drainage attribuée aux parcelles non renseignées sur la base des proportions de SAU drainées connues à l'échelle cantonale

4.2.5. Bilan des transferts par écoulement hypodermiques et la saturation des sols

En section 3.2.3, les deux types de critères proposés pour déterminer la part relative de risque entre écoulements hypodermiques et saturation du sol sont la pente et l'indice topographique (indice IBK). Le second est généralement employé pour la détection des zones hydromorphes de bas fond. Il est en revanche considéré comme peu efficace pour identifier les zones de saturation en plateau (Merot *et al.*, 2003). Ainsi compte tenu du contexte de l'AAC – plateaux à sols hydromorphes et versants/vallées à sols caillouteux sains – il semble plus approprié de se référer seulement à la pente pour évaluer les possibilités d'évacuation des flux latéraux par écoulements hypodermiques. Cette donnée est disponible sur l'AAC à une résolution de 5m (données fournies par Eau de Paris).

Si l'on s'en tient à la grille des scores de vulnérabilité donnée par défaut en section 3.2.3, l'examen de la distribution des pentes montre que 19 % de l'AAC présentent une part relative de risque de saturation des sols très fort, 48 % un risque fort, 25 % un risque moyen et 8 % un risque faible ou très faible.

²³ Pour une parcelle renseignée comme drainée, cette probabilité sera de 100% et inversement pour une parcelle renseignée comme non drainée, elle sera de 0%.

Pente (%)	Part relative de risque (%)	
	Écoulement hypodermique	Saturation du sol
$x < 1$	10 (Très faible)	90 (Très fort)
$1 < x < 2.5$	25 (Faible)	75 (Fort)
$2.5 < x < 5$	50 (Moyen)	50 (Moyen)
$5 < x < 10$	75 (Fort)	25 (Faible)
$x > 10$	90 (Très fort)	10 (Très faible)

La pente, connue ici à une résolution très fine (5 m) a fait l'objet d'une agrégation à l'échelle de chaque maille. Sa variabilité spatiale est donc connue et conservée lors de la détermination des distributions de part relatives de risque. L'autre source d'incertitude concerne la décision d'expert sur le choix des classes de scores de vulnérabilité. La description des processus en jeu dans le partage entre écoulements hypodermiques et saturation des sols est en effet fortement simplifiée ici. **Il est donc proposé de fixer une marge d'erreur assez élevée de +/- 20 %.**

4.2.6. Modulation par les caractéristiques climatiques à l'échelle mensuelle

Les données employées pour introduire l'influence du climat dans la vulnérabilité aux transferts au cours du temps sont :

Pour les transferts par ruissellement hortonien :

- Les volumes mensuels des pluies horaires dépassant les capacités d'infiltration des sols (pour simplifier, celles-ci sont fixées par défaut à 5mm/h pour l'ensemble de l'AAC). Les données utilisées sont celles du poste météorologique de Rueil-de-la-Gadelière, considéré par défaut comme représentatif à l'échelle du bassin.
- Pour la période considérée comme sensible à la battance (cf. période allant de septembre à décembre comme proposé précédemment) : les volumes de pluies mensuels (moyenne interannuelle) calculés à partir des données de la réanalyse SAFRAN sur la période 1970-2010.

Pour les autres types de transferts : les données d'excédents hydriques moyens mensuels (pluies efficaces) disponibles à l'échelle nationale (résolution kilométrique), c'est-à-dire obtenues à partir des données de pluies et de température (calcul de l'évapotranspiration potentielle) de la réanalyse SAFRAN sur la période 1970-2010 et des données de réserve utile issues de l'ESDB. Ces données sont en effet les plus complètes et les plus détaillées dont nous disposons. Elles paraissent suffisantes pour une approche qualitative des « volumes d'eau disponibles pour les écoulements ».

D'après ces données la période d'excédent hydrique sur l'AAC débute en décembre pour se terminer en juin avec des valeurs pouvant atteindre 50 mm de lame drainante au mois de février (Figure 30). Les cumuls annuels varient entre 100 et 200 mm autour d'une valeur médiane de 150 mm (en accord avec les calculs de pluies efficaces moyennes interannuelles proposée sur le site EauFrance²⁴ ou avec les calculs annuels réalisés par Ah2D avec cependant des différences dans l'étendue temporelle de la période d'excédent hydrique).

²⁴ <http://www.eaufrance.fr/docs/bsh/bsh0204/cartepe.htm>

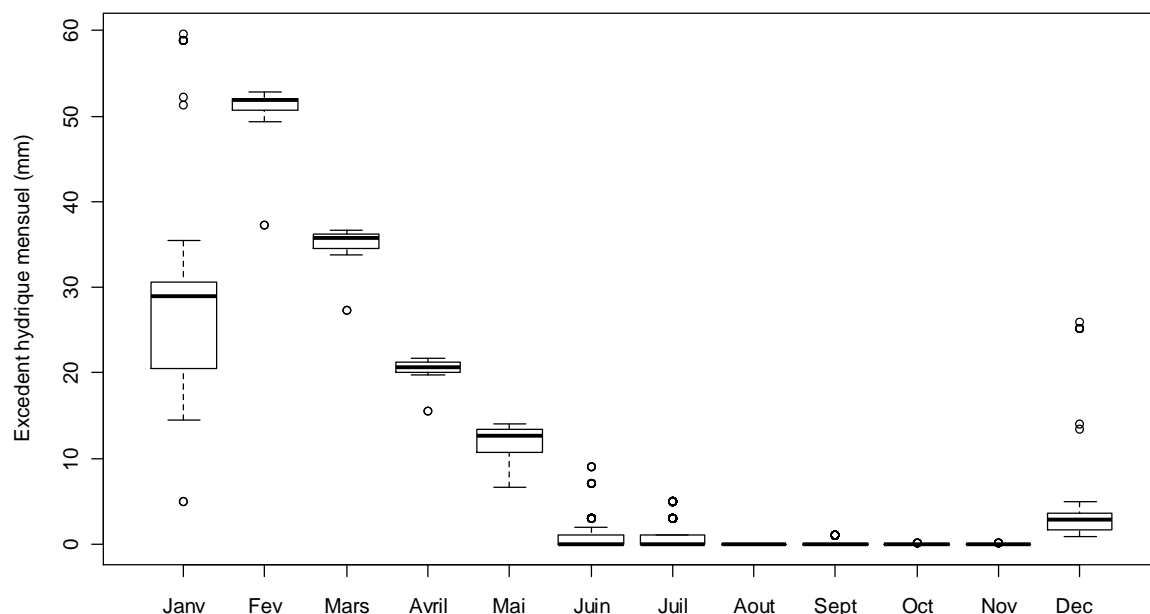


Figure 30 : Évolution des excédents hydriques mensuels interannuels au cours de l'année pour l'ensemble des mailles de l'AAC

La traduction de ces données climatiques sous la forme de facteurs d'abattement a été faite selon la grille suivante (différente de la grille proposée en section 3.5.1) en tenant compte de la distribution des trois types de variables utilisées à l'échelle de l'AAC :

Excédent hydrique (mm/mois)	Précipitations en période de sensibilité à la battance (mm/mois)	Précipitations dépassant la capacité d'infiltration des sols hors période de sensibilité à la battance (mm/mois)	Facteur d'abattement (f)
Ex = 0		0	0
0 < Ex < 2.5			0.1
2.5 < Ex < 5	P < 55	0 < P < 2.5	0.2
5 < Ex < 10			0.3
10 < Ex < 15	55 < P < 60	2.5 < P < 5	0.4
15 < Ex < 20			0.5
20 < Ex < 25	60 < P < 65	5 < P < 10	0.6
25 < Ex < 30			0.7
30 < Ex < 35	65 < P < 75	P > 10	0.8
35 < Ex < 50			0.9
Ex > 50	P > 75		1

4.3. Présentation et critique des résultats

Le croisement des scores de vulnérabilité définis précédemment a été réalisé selon la procédure décrite en section 3.3 pour chaque maille de l'AAC de manière à déterminer les vulnérabilités résultantes par type de transfert. La prise en compte des incertitudes a été directement intégrée aux calculs (dans le cas inverse, les résultats s'avèrent peu différents jusqu'à l'étape de prise en compte du drainage pour laquelle une grande partie de l'AAC n'est pas renseignée, conduisant à des résultats très lacunaires pour les transferts par drainage, par écoulements hypodermiques et par saturation des sols). Les résultats sont par conséquent présentés au travers de la classe des probabilités cumulées de risques forts et très forts (PFTF), comme suggéré en section 3.4.3.

4.3.1. Résultats obtenus avant la prise en compte des caractéristiques climatiques : analyse des risques relatifs de transfert

Les cartes ci-dessous représentent les résultats obtenus avant l'introduction des facteurs climatiques de manière à appréhender comment se répartissent les risques entre les différents types de transfert.

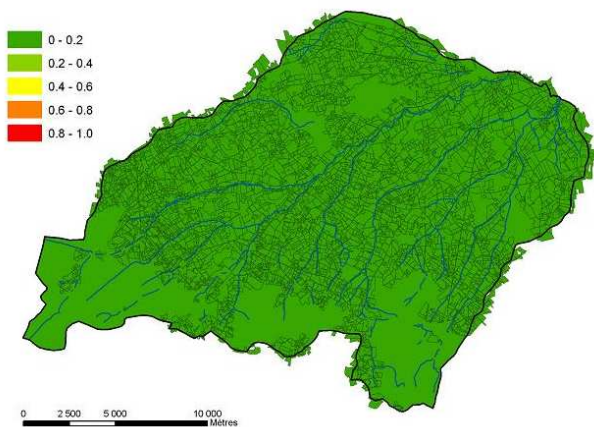


Figure 31 : PFTF pour les transferts par ruissellement hortonien (cas le plus défavorable en présence de battance)

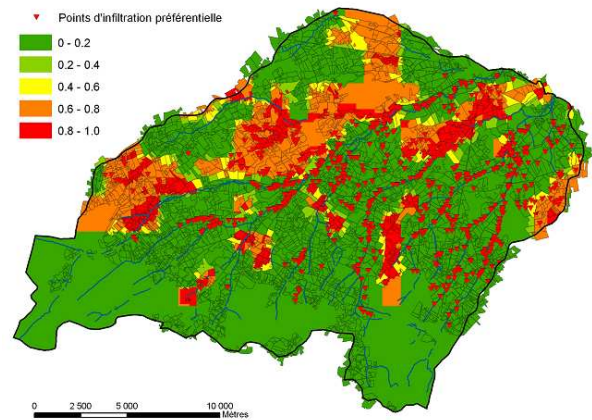


Figure 32 : PFTF pour les transferts par infiltration profonde (incluant les points d'infiltration préférentielle inventoriés)

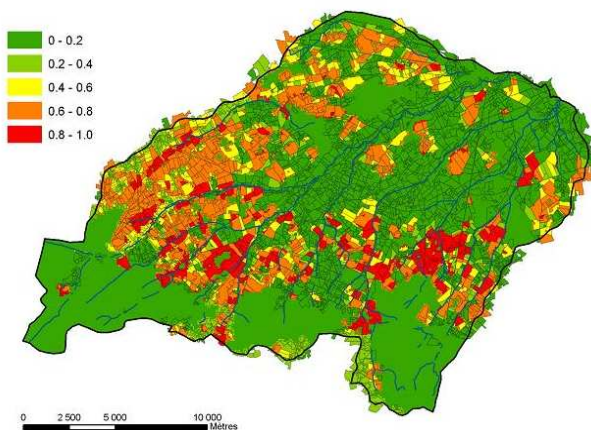


Figure 33 : PFTF pour les transferts par drainage

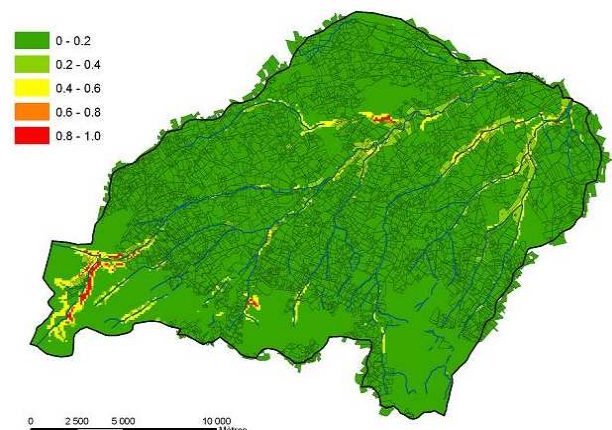


Figure 34 : PFTF pour les transferts par écoulements hypodermiques

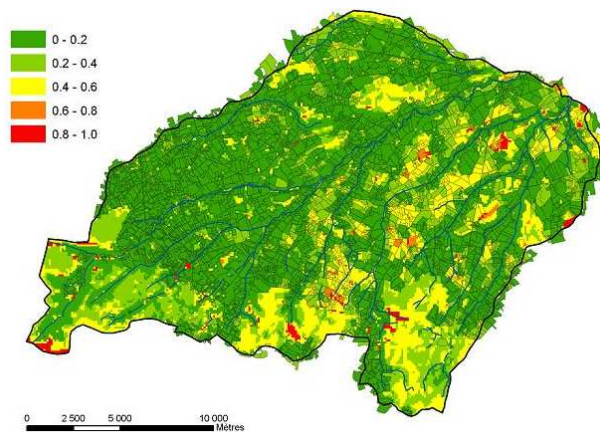


Figure 35 : PFTF pour la saturation des sols (risques de ruissellement par saturation)

D'après ces premiers résultats (Figure 31 à Figure 35), il apparaît que deux types de transfert prédominent nettement sur l'AAC :

- Les transferts par infiltration profonde, avec près de 25 % des surfaces de l'AAC concernées par un risque fort ou très fort avéré (PFTF > 0.6), auxquelles s'ajoutent les pertes et bétoires inventoriées. On rappellera néanmoins que ces risques se rapportent aux possibilités d'infiltration préférentielle, de manière localisée et non de manière diffuse et généralisée à l'échelle de chaque maille ou parcelle. En accord avec l'IDPR, ces secteurs se trouvent majoritairement dans la moitié Nord de l'AAC.
- Les transferts par drainage, avec 31 % des surfaces concernées par des probabilités élevées de risques fort ou très forts (PFTF > 0.6) à l'échelle de l'AAC. Logiquement, ces chiffres se rapportent avant tout aux parcelles drainées inventoriées dans les bases de données à disposition. L'incertitude sur la probabilité que les parcelles non renseignées soient drainées dans certains cantons conduit tout de même à obtenir des PFTF non nulles dans un certain nombre de secteurs. Des investigations complémentaires (examen des photos aériennes, visites de terrain) pourraient être recommandées dans ce cas afin de préciser le caractère drainé ou non des parcelles concernées.

La vulnérabilité à l'engorgement des sols, susceptible de générer des ruissellements par saturation, s'avère également importante dans les secteurs non drainés avec 24 % de l'AAC concernée par des risques fort ou très fort probables à très probables (PFTF > 0.4). Ces secteurs se situent en grande partie dans la moitié Est de l'AAC, en zones de plateau et d'interfluve. En l'absence de drainage, ce type de transfert serait nettement plus représenté sur l'AAC. De fait il concerne assez peu de parcelles cultivées.

Une vérification des parcelles identifiées comme sensibles aux excès d'eau (PFTF > 0.2) a été en partie menée sur le terrain (Figure 36). Certaines de ces parcelles ont bien été retrouvées, comme à proximité du hameau des Rableux où des phénomènes de ruissellement par saturation ont été clairement observés sur un groupe de parcelles cultivées au mois de janvier 2015. D'autres, quoique ne présentant pas de caractère humide observable lors de la visite de terrain (en octobre 2015), sont systématiquement occupées par des prairies pâturées, laissant penser qu'en l'absence de drainage, les excès d'eau empêchent la mise en culture. A l'inverse, il a été observé des parcelles à caractère nettement hydromorphe mais dont la PFTF à la saturation des sols n'atteint que 0.2, montrant que les résultats restent incertains par endroits.

Le processus complémentaire de transfert par écoulements hypodermiques présente des PFTF significatives sur environ 6% de l'AAC, circonscrites aux versants et fonds de vallées (ces dernières étant occupées le plus souvent par des prairies pâturées à caractère hydromorphe). Ce type de transfert peut être considéré comme un vecteur de pollution relativement marginal sur le territoire.

Enfin les risques de ruissellement hortonien apparaissent comme attendu comme faibles à très faible de manière généralisée. Aucune maille ne présente de PTF supérieure à zéro. On rappellera néanmoins que, si ces chiffres indiquent qu'il s'agit d'un mode de transfert relativement négligeable en termes de contributions aux écoulements vers le captage, il n'est pas exclu que des épisodes de ruissellement puissent survenir sporadiquement suite à des précipitations intenses sur sols peu couverts. Ces derniers pourraient alors constituer un risque important de contamination au captage s'ils font suite à une application de produits phytosanitaires. On rappellera que les résultats obtenus ici se concentrent plutôt sur les risques de transfert chroniques et non sur les épisodes « rares ».

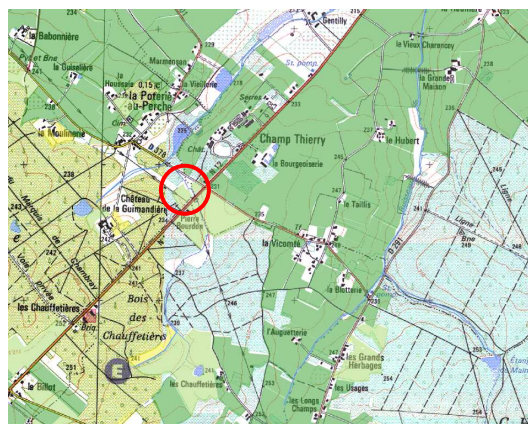
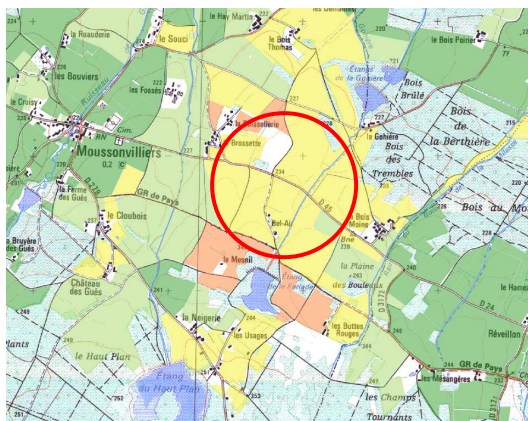
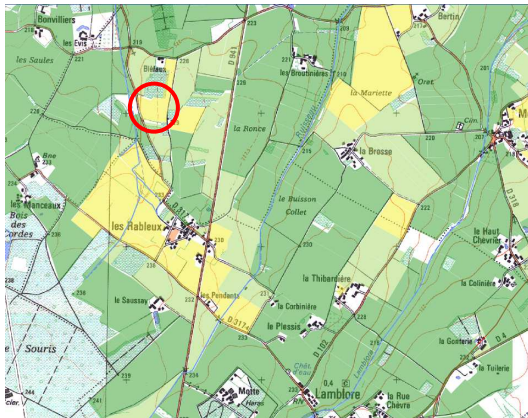


Figure 36 : Trois exemples de zones sensibles à la saturation plus ou moins bien identifiées sur les cartes de vulnérabilité à la saturation. En haut : ruissellement par saturation émis par une parcelle cultivée proche du hameau des Rableux. Au milieu : prairies pâturées présumées humides à proximités de Moussonvilliers. En bas : parcelle de bas-fond à caractère nettement hydromorphe à proximité de La-Poterie-au-Perche.

4.3.2. Résultats obtenus après la prise en compte des facteurs climatiques : analyse des périodes à risques de transfert par type de contaminant

Le nombre de cartes produites étant important (12 cartes par type de transfert), il est proposé de se concentrer sur quelques résultats caractéristiques, en lien avec les types de polluant retrouvés au captage, comme suggéré en section 3.6.

Pour les nitrates : les deux principaux types de transferts susceptibles d'intervenir dans les teneurs observées à la source sont l'infiltration et le drainage. Dans le premiers cas, il s'agit de l'entrée dans le système aquifère, principalement sous forme de flux concentrés au niveau de pertes en rivière, des bétoires et points d'absorption, mais susceptibles de s'ajouter à un bruit de fond lié aux possibilités d'infiltration lente et diffuse à travers les formations superficielles (considérée néanmoins comme négligeable).

Pour les zones d'infiltration collectant directement des eaux de surface (pertes en rivière et bétoires « ouvertes »), les flux de nitrates sont avant tout assujettis aux contributions des bassins versants amont et aux apports par les autres types de transferts, de nature superficielle. En l'occurrence les principaux apports de nitrates s'effectuent sans doute par le biais des rejets d'eaux de drainage au niveau des cours d'eau mais aussi au niveau de certaines bétoires (Figure 37). Dans ce cas, ce sont avant tout les cartes de vulnérabilité au drainage durant les périodes de lessivage et de fonctionnement du drainage qu'il faut examiner (périodes d'excédents hydrique, de décembre à mars d'après les données).

Pour les zones d'infiltration correspondant (hypothétiquement) à des points d'absorption masqués par les formations de couverture, il peut être fait l'hypothèse que ceux-ci collectent et drainent localement les eaux arrivant/circulant à la base du sol des mailles concernées. Les flux d'eau correspondant à ce mode d'infiltration sont donc assujettis aux volumes de pluies efficaces (en période d'excédent hydrique). La difficulté reste de savoir si, dans le cas où les parcelles concernées sont drainées, les drains court-circuitent les apports vers ces points d'absorption ou s'ils ont en partie été conçus pour y amener l'eau (à la façon « d'un puits perdu »)... Cette dernière hypothèse n'est pas exclue sur l'AAC (communication personnelle de la Chambre d'Agriculture de l'Orne).



Figure 37 : Exemple de drainage débouchant dans une zone d'infiltration préférentielle à proximité du hameau de Hennedelle. Photo du bureau d'étude SOGETI

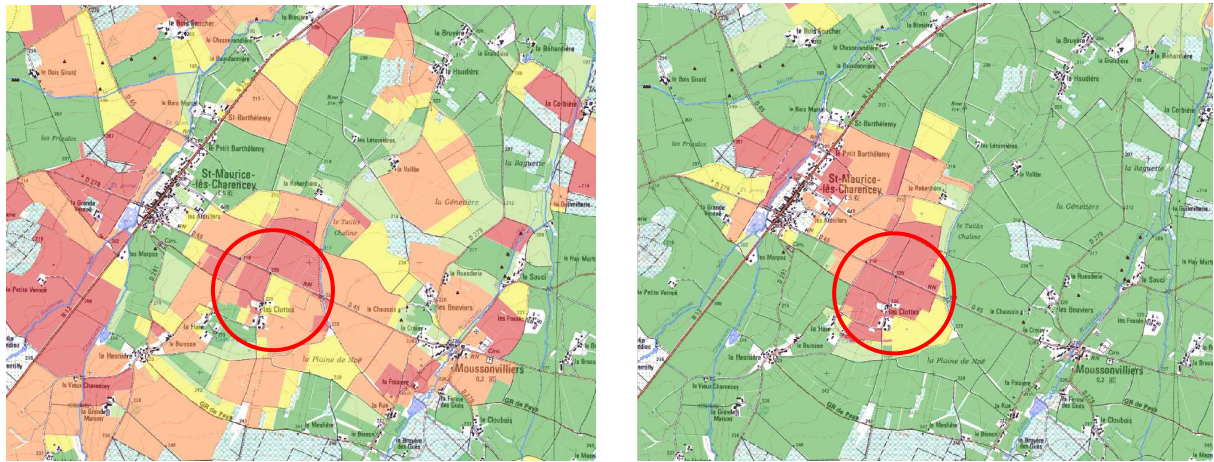


Figure 38 : Cartographies de la vulnérabilité aux transferts par drainage (à gauche) et par infiltration (à droite) dans un secteur où s'observent de nombreux points d'absorption.

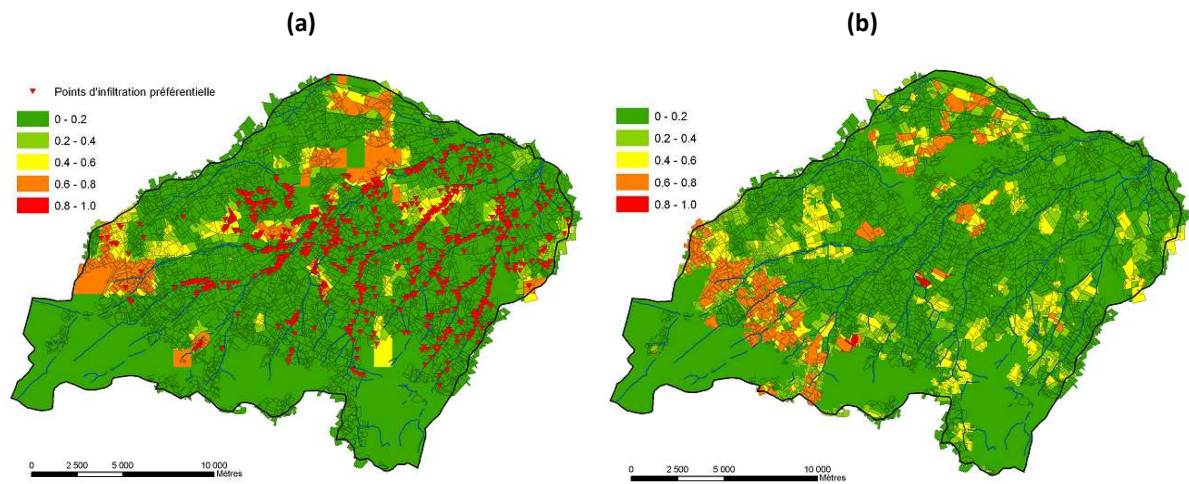


Figure 39 : PFTF pour (a) les transferts par infiltration profonde (points d'absorption depuis les parcelles et points d'infiltration préférentielle) et (b) les transferts par drainage au mois de janvier. Exportation des premiers flux chargés en nitrates et en pesticides par lessivage suite à la minéralisation de l'azote organiques des sols et aux applications de pesticide du début d'automne.

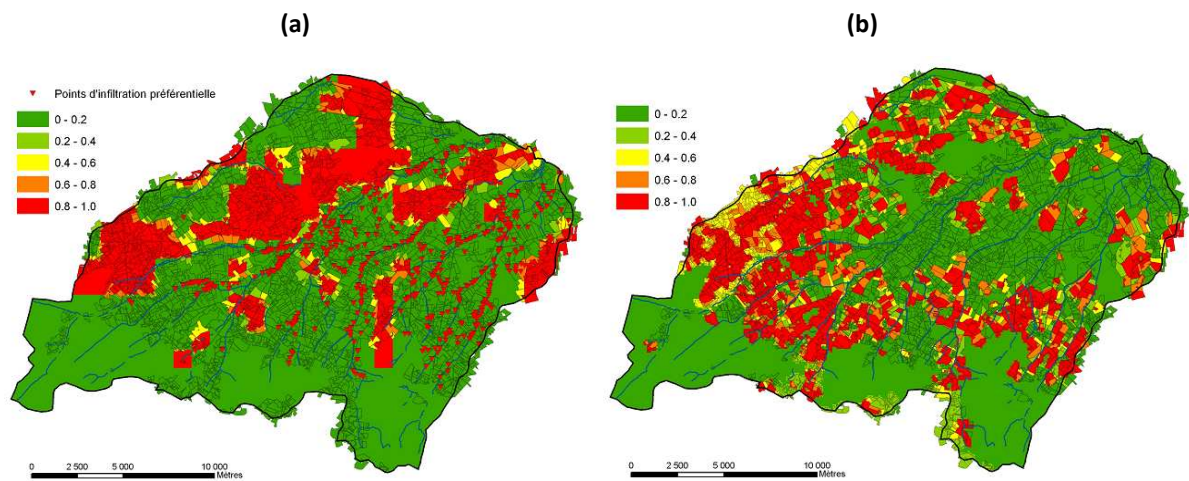


Figure 40 : PFTF pour (a) les transferts par infiltration profonde (points d'absorption depuis les parcelles et points d'infiltration préférentielle) et (b) les transferts par drainage au mois de février. Pointe d'exportation des flux chargés en nitrates et en pesticides par lessivage

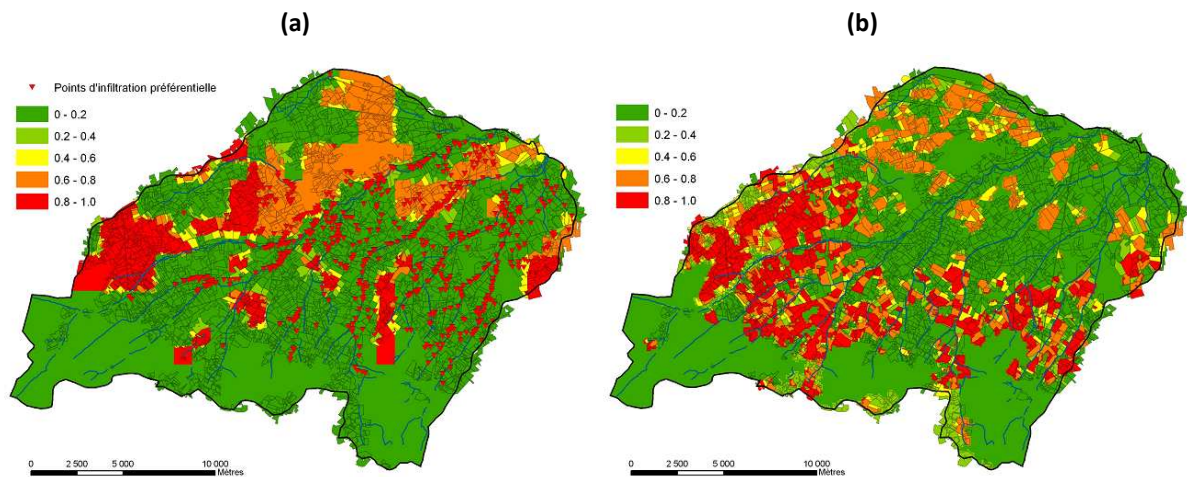


Figure 41 : PFTF pour (a) les transferts par infiltration profonde (points d'absorption depuis les parcelles et points d'infiltration préférentielle) et (b) les transferts par drainage au mois de mars. Fin d'exportation des flux chargés en nitrates et en pesticides par lessivage.

D'après les résultats obtenus en intégrant les facteurs climatiques, la période d'exportation des nitrates par drainage et/ou infiltration court de janvier à mars (Figure 39 à Figure 41). Un suivi des teneurs en nitrates au niveau du captage sur la période 2010-2013 montre toutefois que les premiers lessivages à l'origine des principaux pics de concentration peuvent aussi bien intervenir en janvier (voire fin janvier, trois années concernées) qu'en novembre (année 2012) (Figure 42).

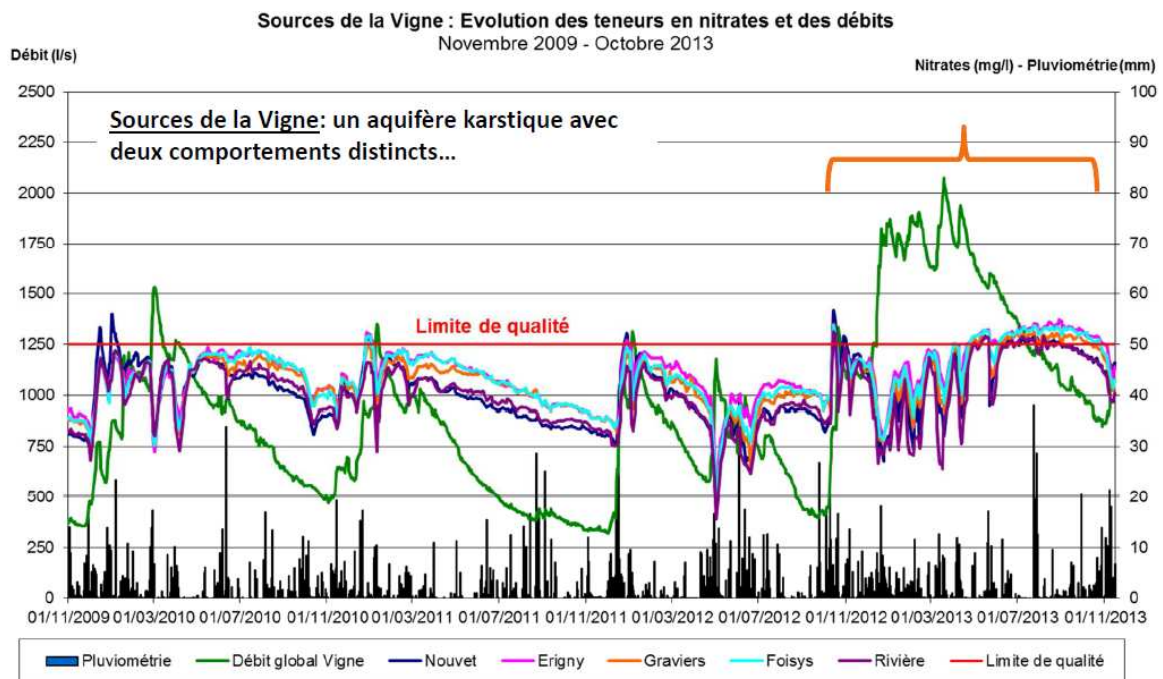


Figure 42 : Chronique de pluviométrie, de débit et de concentration en nitrate au niveau de l'un des points de prélèvement des sources de la Vigne

Les résultats obtenus dans cette application en considérant des moyennes interannuelles ne permettent donc pas de restituer la variabilité des conditions climatiques d'une année sur l'autre. Ils doivent dès lors être considérés comme une indication sur les périodes habituellement à risque sans présumer des risques effectifs pour une année particulière.

Par ailleurs, suite aux effets de dilution liés aux pluies hivernales on note aussi des remontées significatives et relativement durables des concentrations en fin de printemps (parfois au-delà du seuil des 50 mg/l comme en 2013), en particulier durant les années où les niveaux piézométriques sont restés élevés durant l'hiver. Ces épisodes ne sont pas prévus dans nos résultats et ne peuvent être expliqués par les mécanismes de transfert étudiés ici. En effet, ils résultent très probablement des phénomènes de vidange des eaux à circulation lente (qui assurent l'écoulement de base du karst lors des périodes sans pluies, sans possibilité de dilution) stockées durant l'hiver dans la porosité matricielle et la porosité de fissure.

Du point de vue de l'évolution temporelle des niveaux de vulnérabilité, on constate que les premières zones concernées, en janvier, se situent plutôt dans les parties amont de l'AAC, à l'Ouest et au Nord. Ceci résulte d'un gradient pluviométrique assez net entre les zones de plateau, plus arrosées, et l'aval du bassin. Le mois de février correspond ensuite au pic d'excédent hydrique (d'après les données utilisées représentatives d'une moyenne de long terme). A cette période, l'ensemble des parcelles vulnérables à l'infiltration et au drainage peuvent générer des flux de nitrates. Les risques de transferts s'atténuent ensuite à nouveau au mois de mars (mais restent globalement élevés avec des PFTF > 0.6) avec encore une fois un contraste bien marqué entre les zones amont et la partie aval de l'AAC.

Pour les produits phytosanitaires : aux voies de transferts précédemment décrites s'ajoutent les possibilités de ruissellement par saturation, non négligeables à l'échelle de l'AAC. Ces ruissellements sont alors eux aussi susceptibles d'alimenter les zones d'infiltration préférentielle. Dans le cas d'un tel transfert, amenant rapidement l'eau vers l'aquifère via les pertes en rivière et les bétouilles, ce sont les applications de produits en périodes de saturation des sols qui présentent un risque. Pour les cultures pratiquées sur le bassin, de telles applications (herbicides sur blé tendre d'hiver) peuvent notamment survenir au début du printemps (mars) alors que les sols ne sont pas bien ressuyés. De tels transferts pourraient correspondre à des teneurs en pesticides élevées mais de courte durée dans les eaux captées (pics de concentration).

Sur les cartes obtenues, les risques de transferts par ruissellement sur surface saturée s'avèrent relativement limités au mois de mars et ne concernent pratiquement jamais les parcelles cultivées (PFTF < 0.2, Figure 43). Comme précédemment pour le drainage et l'infiltration, la variabilité annuelle des conditions climatiques pourrait donner lieu, certaines années humides, à des risques plus élevés à cette période. Dans ce cas, le recours à la carte obtenue pour le mois de février pourrait être envisagé (c'est pourquoi elle est également présentée) avec cette fois un nombre significatif de parcelles concernées par un risque fort ou très fort assez probable (PFTF > 0.4), principalement dans la partie Est du bassin.

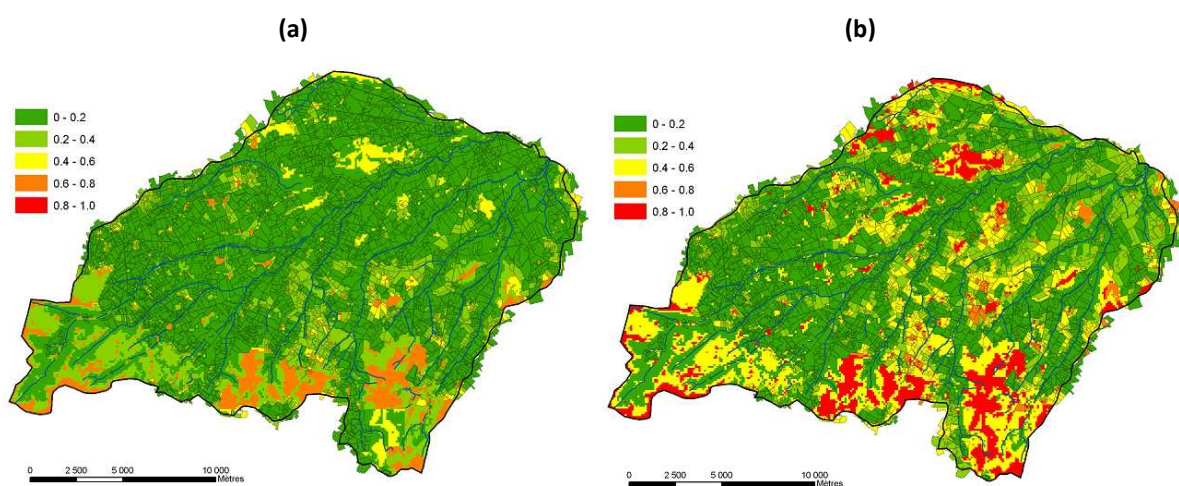


Figure 43 : PFTF pour les transferts par ruissellement sur surface saturée aux mois de mars (a) et février (b).

Dans le cas des transferts de produits phytosanitaires par drainage et infiltration, il est plus probable que l'essentiel des flux intervienne en début de période d'excédent hydrique après les applications de produits de fin d'été ou de début d'automne (désherbage des semis, applications de molluscicides). Les résidus de produits

restés à la surface ou dans les sols seraient alors lessivés et emportés par l'eau dès la reprise de drainage avec potentiellement un retard de plusieurs mois. Autrement dit, de tels transferts pourraient survenir de manière différée par rapport à la période d'application et constitueraient sans doute une source de contamination plus atténuée (effet tampon du sol) mais plus continue et plus durable dans le temps.

4.4. Conclusion

Cet exemple d'application permet d'illustrer concrètement la démarche à suivre pour la mise en œuvre de la méthodologie présentée dans les premières parties de ce rapport de manière à évaluer la vulnérabilité d'une AAC aux différents modes de transferts de contaminants d'origine agricole.

Une telle étude doit tout d'abord reposer sur une analyse détaillée du fonctionnement de l'hydrosystème, sur la base des connaissances disponibles (hydrogéologie, hydrologie, pédologie...) et d'observations de terrain. L'expertise du territoire ainsi acquise permet alors de bien identifier les processus en jeu et de valoriser au mieux les données disponibles pour les transcrire sous la forme de critères de vulnérabilité. Il a notamment été montré dans quelle mesure il est possible d'adapter les choix d'expert en fonction de ces données, en croisant différentes sources d'information, qu'elles soient de nature quantitative ou qualitative (par exemple la carte descriptive des sols et les valeurs de conductivité hydraulique à saturation), en ajustant les scores de vulnérabilité au contexte (cas de la sensibilité à la battance) ou en adaptant l'interprétation de certains critères aux processus en jeu sur le territoire (cas de l'IDPR pour déterminer la vulnérabilité à l'infiltration). Ces possibilités d'adaptation confirment que la méthode, dans son mode de construction, admet une certaine souplesse, de manière à pouvoir être appliquée à des contextes et des données de nature relativement diversifiés (sous réserve que les choix effectués soient clairement justifiés). En contrepartie, une telle démarche comporte une part d'arbitraire. La prise en compte des incertitudes au travers d'une « marge d'erreur » autour de la décision d'expert constitue alors une solution intéressante pour nuancer les choix effectués.

En termes de résultats, la méthode permet de déterminer quels types de transfert contribuent le plus fortement aux flux de contaminants vers le captage, selon l'importance des surfaces concernées par des risques forts et très forts à l'échelle de l'AAC. Dans le cas présent, il a été démontré en particulier que le drainage constitue sans doute le principal vecteur de contamination vers les cours d'eau puis vers le captage, via les pertes le long du réseau hydrographique. Outre ces pertes, assez bien identifiées, l'infiltration par l'intermédiaire de points d'absorption dans les parcelles elles-mêmes pourrait aussi jouer un rôle important. Ce phénomène, mis en évidence ici au moyen de l'IDPR et d'observations de terrain, semble avoir été peu pris en compte jusqu'à présent dans les études antérieures. Enfin, les transferts par ruissellement par saturation apparaissent eux aussi comme un facteur de vulnérabilité important à l'échelle de l'AAC. Toutefois, ce risque concerne en pratique peu de parcelles cultivées, dans la mesure où les parcelles sensibles aux excès d'eau ont été drainées ou sont maintenues en prairie pour la plupart.

Enfin, cette application permet de donner un exemple d'interprétation des résultats menée du point de vue des types de contaminants retrouvés au captage, selon la connaissance de leur comportement dans le milieu, des pratiques agricoles et de la variabilité de la vulnérabilité au cours du temps (en fonction des facteurs climatiques). **Cette étape d'analyse, intégrant des éléments de connaissance allant au-delà de la vulnérabilité intrinsèque, est indispensable pour extraire et expliciter l'information utile à la prise de décision parmi l'ensemble des cartes produites.** Ainsi, seules huit cartes représentatives des périodes de transferts les plus à risque ont été finalement conservées.

Ces cartes permettent de localiser sur l'AAC les parcelles les plus sensibles pour cibler plus précisément d'éventuelles actions sur le terrain. En l'occurrence, il apparaît bien ici que ces parcelles ne sont pas nécessairement situées à proximité immédiate du captage mais qu'il conviendrait d'intervenir dès l'amont du bassin.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AEAG (2010). Délimitation des Aires d’Alimentation des Captages prioritaires du bassin Adour-Garonne. Méthodologie de cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des captages d’eau superficielle. 28 pp.
- Aller L., Bennet T., Lehr J.H., Petty R.J., Hackett G. (1987). DRASTIC : a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeological settings. US Environmental Protection Agency, EPA/600/2-87-036, 455 pp.
- Aurousseau et al. (1998). Eléments pour une méthode d’évaluation d’un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. *Étude et Gestion des Sols*, Vol.5(3) pp. 143-156.
- Barrez F., Wibaux V., Le Henaff G., Vernoux J.F., Carluier N., Catalogne C. (2013a). Aide quant à l'optimisation des actions pour protéger un captage : méthodologie de choix d'actions pertinentes en fonction des typologies de transfert sur une AAC. Rapport Irstea/BRGM-ONEMA, 29 pp.
- Barrez F., Wibaux V., Le Henaff G., Vernoux J.F., Carluier N., Catalogne C. (2013b). Aide quant à l'optimisation des actions de protection des captages : apports du diagnostic hydrochimique à la connaissance des Aires d’Alimentation de Captage. Rapport Irstea/BRGM-ONEMA, 48 pp.
- Beven K.J., Kirkby M.J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.*, Vol.23(4) pp. 419-438.
- Bussard T. (2005). Méthodologie de dimensionnement des zones de protection des captages d’eau souterraine contre les polluants chimiques persistants. Thèse de l’EPFL, 162 pp.
- Carluier N., Gouy V., Lauvernet C., Le Hénaff G., Molla G., Miralles A., Cheviron B., Pinet F., Benoit P., Coquet Y., Gascuel-Oudoux C., Réal B., Guyot C., Maillat-Mezeray J. (2014). Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l’échelle du bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l’évaluation de la gestion du risque (Miriphyque). Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 53 p.
- Catalogne C., Carluier N., Le Henaff G., Vernoux J-F. (2014). Guide pour la délimitation et la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque d’Aires d’Alimentation de Captages à transferts mixtes. Rapport Irstea-ONEMA, 53 pp.
- Catalogne C., Le Hénaff G., Billy C. (2016). Guide d’aide à l’implantation des zones tampons pour la maîtrise des transferts de contaminants d’origine agricole. Rapport Irstea-Onema, 63 pp.
- Chapuis R.P. (1999). Guide sur les essais de pompage et leurs interprétations. Environnement Québec, 158 pp.
- Civita M., de Maio M., (1997). SINTACS : Un sistema parametrico per la valutazione et la cartografia della vulnerabilita degli acquiferi all’inquinamento - Metodologia e automazione. Pitagora Editrice, Bologna, 191 pp.
- CORPEN (1999). Désherbage - Éléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires. 149 pp.
- Dehotin J., Breil P. (2011). Projet IRIP : Rapport technique – Cartographie de l’aléa Ruissellement. Note méthodologique. Rapport Cemagref 76 pp.
- Dorfliger N. (1996). Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping. Thèse de troisième cycle, Université de Neuchâtel, Suisse, 292 pp.
- Dorfliger N., Jauffert D., Loubier S., Petit V. (2004). Cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques en Franche-Comté. Rapport final, BRGM/RP-53576-FR.

- Doyen J. (2010). Validation de l'outil d'aide à la décision SACADEAU sur la qualité de l'eau et les pratiques agricoles. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (35). Rapport de stage ENGEES-Cemagref, 98 pp.
- Gascuel-Oudoux C., Merot P-H., Crave A., Gineste P., Taha A., Zhang Z. (1998). Les zones contributives de fonds de vallée : localisation, structure et fonctionnement hydrodynamique. *in* Agriculture intensive et qualité des eaux, Cheverry éditeur, coll. Science Update, INRA éd., pp. 129-142.
- Gauroy C., Tormos T., Piffady J., Bougon N., Carluier N., Le Hénaff G., Gouy V. (2012). ARPEGES : Analyse de Risque Pesticides pour la Gestion des Eaux de Surface - Évaluation du risque de contamination par les produits phytosanitaires des masses d'eau de surface. Rapport Irstea, 99 pp.
- Gril J-J., Le Hénaff G., Faidix C. (2010). Mise en place de zones tampons et évaluation de l'efficacité des zones tampons existantes destinées à limiter les transferts hydriques de pesticides. Guide de diagnostic à l'échelle du petit bassin versant. Rapport Irstea-MAAF, 42 pp.
- Jamagne M., Betremieux R., Begon J.C., Mori A. (1977). Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols. Bull. techn. infor., 324-325, pp. 627-641.
- Laignel B. (1997). Les altérites à silex de l'ouest du bassin de Paris : caractérisation lithologique, genèse et utilisation potentielle comme granulats. Rapport BRGM, 242 pp.
- Le Hénaff G., Gauroy C. (2011). Délimitation des aires d'alimentation de captages en eaux de surface et caractérisation de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions agricoles diffuses par les pesticides – Guide méthodologique. Rapport Irstea-MEEDDM/MAAF, 55 pp.
- Mardhel V. (2006) - Carte de vulnérabilité intrinsèque simplifiée des eaux souterraines de la région Aquitaine. Rapport BRGM, 105 pp.
- Martin P. (2006). Le diagnostic agronomique de ruissellement (DIAR) un outil de dialogue entre agriculteurs et décideurs. Colloque des 20 ans de l'AREAS : "*Colloque sur la réduction des ruissellements et des inondations: retour d'expérience française et perspectives nouvelles*", Bois-Guillaume, France (2006-10-19).
- MEDDE, GIS Sol. (2014). Enveloppes des milieux potentiellement humides de la France métropolitaine. Notice d'accompagnement. Programme de modélisation des milieux potentiellement humides de France. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, Groupement d'Intérêt Scientifique Sol, 50 pp.
- Merot P-H., Squividant H., Arousseau P., Hefting M., Burt T., Maitre V., Kruk M., Butturini A., Thenail C., Viaud V. (2003). Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along an European climate gradient. *Ecological Modelling.*, Vol.163 (1-2), pp.51-71.
- Nemes A., Wosten J.H.M, Lilly A. (2001). Development of soil hydraulic pedotransfer functions on a european scale : their usefulness in the assessment of soil quality. Papers from the 10th International Soil Conservation Organization meeting held may 24-29, 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory *in* Stott D.E., Mohtar R.H., Steinhardt G.C. (eds.), 2001. pp. 541-549.
- Petelet-Giraud E., Dorfliger N., Croceht P. (2000). RISKE : Méthode d'évaluation multicritère de la cartographie de la vulnérabilité des aquifères karstiques. Application au système des Fontanilles et Cents Fonts (Hérault). *Hydrogéologie*, Vol.4, p71-88.
- Pochon A., Zwahlen F. (2003). Délimitation des zones de protection des eaux souterraines en milieu fissuré – Guide pratique. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Office fédéral des eaux et de la géologie, Berne, 83 pp.

- Rémy J-C., Marin-Lafèche A. (1974). L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Annales Agronomiques*, Vol.25(4), pp. 607-632.
- Schaap M.G., Leij F.J., van Genuchten M.Th. (2001). ROSETTA : a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, Vol.251, pp. 163-176.
- Schudel B., Biaggi D., Dervey T., Kozel R., Müller I., Ross J.H., Schindler U. (2002). Utilisation des traceurs artificiels en hydrogéologie – Guide pratique. Rapport. OFEG, 87 pp.
- Souadi T., King C., Bourguignon A., Maurizot P., Denis L., Lebissonais Y., Souchère V., Lecour A., Laignel N., Carrier F., Pichard F. (2000). Cartographie régionale de l'aléa « érosion des sols » en région Haute-Normandie. Rapport BRGM RP-50454-FR, 305 pp.
- Surdyk N., Vernoux J.F. (2011). Approche simplifiée de la vulnérabilité spécifique des eaux souterraines vis-à-vis des produits phytosanitaires. Rapport BRGM-ONEMA, 59 pp.
- Tortrat F. (2005). Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. INRA, Mémoire de Thèse (chap. 6, 63 pp.).
- Vereecken H., Weynants M., Javaux M., Pachepsky Y., Schaap M.G., van Genuchten M.Th. (2010). Using pedotransfer functions to estimate the van Genuchten-Mualem soil hydraulic properties : a review. *Vadose Zone Journal*, Vol.9, pp. 795-820.
- Vernoux J.F., Barrez F., Wuilleumier A. (2011). Analyse des études de délimitation et de vulnérabilité des aires d'alimentation des captages d'eau souterraine « Grenelle ». Rapport BRGM-ONEMA, 118 pp.
- Vernoux J.F., Wuilleumier A., Dörfliger N. (2007a). Délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses – Guide méthodologique. Rapport BRGM-AESN, 72 pp.
- Vernoux J.F., Wuilleumier A., Dörfliger N. (2007b). Méthodologie de délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses – Rapport intermédiaire : synthèse bibliographique et analyse des études réalisées sur le bassin Seine-Normandie. Rapport BRGM-AESN, 293 pp.
- Vernoux J.F., Wuilleumier A., Perrin J. (2014). Délimitation des aires d'alimentation de captage d'eau souterraine et cartographie de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Version révisée du guide méthodologique. Rapport BRGM-ONEMA, 150 pp.

ANNEXES

Annexe 1 : Données mobilisables

Nature de la donnée		Echelle / résolution	Origine de la donnée	Remarques et informations complémentaires
Topographie	BD ALTI (MNT)	De 50 à 1 000 mètres	IGN	<p>Permet le calcul de divers indices relatifs à la topographie dont la pente, la densité de drainage, l'identification des bassins versants topographiques...</p> <p>Données payantes (en deçà de 250 mètres de résolution) : http://professionnels.ign.fr/bdalti</p> <p>Consultable en ligne sur : http://www.geoportail.gouv.fr/accueil</p> <p>Données payantes : http://professionnels.ign.fr/scan25</p>
	Thème ALTI de la BD TOPO (MNT)	25 mètres		
	Cartes topographiques papier ou 'Scan25'	1/25 000		

Nature de la donnée		Echelle / résolution	Origine de la donnée	Remarques et informations complémentaires
Occupation des sols	Corine Land Cover	1/100 000	IFEN	<p>Consultable en ligne : http://sd1878-2.sivit.org/</p> <p>Données publiques (téléchargeables) : http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/clc/CORINE_Land_Cover_-_Saisie_Demande.jsp</p>
	Recensement Général Agricole (RGA 2000 et 2010)	Canton	Ministère de l'Agriculture	<p>Statistiques agricoles par canton incluant les types de culture http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/recensement-agricole/</p> <p>Données payantes</p>

Nature de la donnée		Echelle / résolution	Origine de la donnée	Remarques et informations complémentaires
Pédologie	Base de Données Géographique des Sols de France (BDGSF)	1/1 000 000	INRA	Description par Unité Cartographique des Sols (texture, fonctionnement hydrique, charge en cailloux...) http://www.gissol.fr/programme/bdgsf/bdgsf.php Données payantes
	Référentiel Régional Pédologique (RRP)	1/250 000	INRA (IGCS)	Base de données descriptive des sols (texture, hydromorphie, épaisseur...) Couverture nationale incomplète http://www.gissol.fr/programme/igcs/rrp.php Données payantes
	Base de données d'analyse de terre (BDAT)	Canton	INRA	Statistiques à l'échelle cantonale (texture, paramètres physico-chimiques...) http://www.gissol.fr/programme/bdat/bdat.php Consultable en ligne sur : http://bdat.gissol.fr/geosol/index.php
	Cartes et études pédologiques diverses	1/100 000 1/50 000 1/25 000 1/10 000	INRA, Chambres d'Agriculture...	Couverture nationale très lacunaire Données payantes
Drainage	Superficies drainées par canton issues du Recensement Général Agricole (RGA 2000 et 2010)	Canton	Ministère de l'Agriculture	Données parfois sous secret statistique (lorsque moins de trois exploitations déclarent avoir des surfaces drainées) http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/recensement-agricole/ Données payantes

Nature de la donnée		Échelle / résolution	Origine de la donnée	Remarques et informations complémentaires
Géologie et hydrogéologie	Cartes géologiques papier ou vectorisées (et notices associées)	1/50 000	BRGM	Consultable en ligne sur : http://infoterre.brgm.fr/ Données payantes
	IDPR	1/50 000		Consultable en ligne sur : http://infoterre.brgm.fr/ Données publiques (sur demande auprès du BRGM)
	Base de Données du Référentiel Hydrogéologique Français (BDRHF)	1/50 000		Description et délimitation des formations aquifères http://www.sandre.eaufrance.fr/Referentiel-hydrogeologique-BD-RHF Consultable en ligne sur : http://infoterre.brgm.fr/ Sera remplacée prochainement par la BD LISA
	Atlas Hydrogéologiques	Département		Description et délimitation des formations aquifères. Cartes piézométriques... Données publiques (mises à disposition en DREAL)
	Base de données du Sous-Sol (BSS)	Ponctuelle		Données géologiques et hydrogéologiques variées (coupes de forage, essais de perméabilité...) Consultable en ligne sur : http://infoterre.brgm.fr/
	Base de données des cavités souterraines	Ponctuelle	BRGM	Inventaire des cavités souterraines naturelles ou d'origine anthropique permettant notamment de localiser les points d'infiltration préférentielle Données publiques consultables en ligne sur : http://www.bdcavite.net/
	Banque de données sur les eaux souterraines (ADES)	Ponctuelle	BRGM, DREAL, Agences de l'eau...	Données de suivi qualitatif et quantitatif des eaux souterraines Consultable en ligne sur : http://www.ades.eaufrance.fr/

Nature de la donnée		Echelle / résolution	Origine de la donnée	Remarques et informations complémentaires
Climat	AURELHY	1 km	Météo-France	Statistiques spatialisées de pluies et températures sur la période 1971-2000 Données payantes (sur demande auprès de Météo-France)
	SAFRAN	8 km		Données spatialisées de pluies et températures journalières Données utilisées en entrée de la chaîne ISBA-MODCOU pour l'estimation de la recharge des nappes. Données payantes (sur demande auprès de Météo-France)
	SHYREG	1 km		Statistiques spatialisées d'Intensité-Durée-Fréquence des pluies Données payantes : http://publitheque.meteo.fr/okapi/accueil/okapiWebPubli/index.jsp
	Précipitations, température...	Ponctuelle		Données de pluies et températures aux stations de mesure Données payantes : http://publitheque.meteo.fr/okapi/accueil/okapiWebPubli/index.jsp

Annexe 2 : Marges d'erreur suggérées pour tenir compte de l'incertitude liée à la nature des données

Le tableau ci-dessous donne des indications quant aux marges d'erreur pouvant être accordées à chaque critère de partition dans l'ordre où ils sont présentés en sections 3.2.1 à 3.2.4.

Étape	Critère de partition	Nature des données	Marge d'erreur proposée
1	Conductivité hydraulique à saturation du sol	Mesure de terrain ou en laboratoire	+/- 10 %
		Règle de pédo-transfert à partir d'une analyse des terres ou de la classe texturale	+/- 20 %
	Indice de battance (valeur faible ou forte)	Règle de pédo-transfert à partir d'une analyse des terres ou de la classe texturale	+/- 10 %
	Indice de battance (Valeur moyenne)		+/- 30 %
2	IDPR	Carte du BRGM	+/- 10 %
	Perméabilité en milieu poreux continu	Mesure de terrain (essais par pompage ou injection, traçage)	+/- 15 %
		Interprétation de la lithologie par analogie	+/- 20 % à 30 %
	Perméabilité en milieu fissuré	Relevés ou inventaires des points d'infiltration préférentielle (relevés géophysiques et/ou géomorphologiques et/ou traçage)	+/- 15 % sur les points identifiés*
		Densité de fracture (relevés géophysiques et/ou géomorphologiques)	+/- 30 %
	Perméabilité en milieu karstique	Relevés ou inventaires des points d'infiltration préférentielle (observation ou traçage)	+/- 10 % sur les points identifiés**
		Densité de cavités	+/- 30 %
3	Pente	Traitement de MNT sous SIG	+/- 20 %
	Indice IBK		+/- 15 %

* Ailleurs on se reportera aux autres types de données

** Ailleurs on se reportera soit au cas d'un milieu poreux continu (calcaires et craies non fissurés), soit à un milieu fissuré discontinu, soit à une densité de cavité.

Irstea

1, rue Pierre Gilles de Gennes

CS 10030

92761 Antony

01 40 96 61 21

www.irstea.fr

Onema

Hall C – Le Nadar

5, square Félix Nadar

94300 Vincennes

01 45 14 36 00

www.onema.fr