HAL
open science

Méthode de changement d'échelle pour l'estimation du potentiel de contamination des eaux de surface par l'azote

Francis Macary, Emilie Lavie, G. Lucas, O. Riglos

To cite this version:

Francis Macary, Emilie Lavie, G. Lucas, O. Riglos. Méthode de changement d'échelle pour l'estimation du potentiel de contamination des eaux de surface par l'azote. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 2006, 46, p. 35 - p. 49. hal-00601217

HAL Id: hal-00601217

https://hal.science/hal-00601217v1

Submitted on 17 Jun 2011

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

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

In: Ingénieries - E A T, n° 46. 2006

Méthode de changement d'échelle pour l'estimation du potentiel de contamination des eaux de surface par l'azote

Francis Macary [a], Émilie Lavie [b], Grégory Lucas [c] et Olivier Riglos [d]

La pertinence des dispositifs d'évaluation de la qualité des hydrosystèmes est fondée sur la mise en œuvre de techniques et méthodes adaptées à un espace donné, mais il reste toujours délicat de passer d'une échelle spatiale à une autre. En se basant sur un bassin versant expérimental du Sud-Ouest de la France, cet article présente une méthode pour représenter le potentiel de contamination à partir d'un objet spatial de référence unique, le pixel, pour représenter le potentiel de contamination des eaux de surface au niveau des trois échelles : parcelle, bassin élémentaire et bassin versant.

Aux niveaux national et européen, le constat a été fait d'une dégradation quasi générale de nombreux hydrosystèmes par l'effet des activités humaines, dont l'agriculture. Afin d'inverser cette tendance, le Parlement européen et le Conseil de l'Union européenne ont adopté la Directive européenne sur l'eau 2000/60/CE dont l'objectif est de maintenir ou de restaurer le bon état écologique des hydrosystèmes à l'échéance de 2015.

Parallèlement, les inquiétudes en matière de santé humaine et d'environnement en général, se traduisent par une pression croissante des consommateurs, relayée par les médias. Ces revendications se traduisent par de nombreuses mesures réglementaires et incitatives, progressivement mises en place par les gestionnaires publics depuis une décennie pour tenter de faire évoluer l'agriculture vers la durabilité (directive nitrates, contrat territorial d'exploitation et contrat d'agriculture durable, découplage des aides du niveau de production et éco-conditionalité, etc.).

Malgré ces mesures, des pressions agricoles restent exercées sur des milieux naturels plus ou moins vulnérables, ce qui induit des contaminations des masses d'eau par les divers polluants (fertilisants, pesticides...).

Des méthodes permettent d'apprécier l'état des ressources en eau et le potentiel de contamination[1] par les polluants sur un espace donné, homogène ou non, de petite ou de grande taille, par le biais de descripteurs adaptés à la taille du territoire observé. Cependant, ces méthodes classiques s'avèrent peu transposables lorsqu'il s'agit de diagnostiquer des territoires de tailles différentes (indicateurs construits pour un espace donné, modèles spécifiques, enquêtes exhaustives irréalisables...).

En matière de protection des eaux, l'échelle privilégiée est celle où interfèrent les pratiques agricoles et la pollution des eaux. Les parcelles agricoles et l'exploitation représentent le niveau de l'intervention locale, alors que les bassins versants (unité hydrologique) permettent de cerner les problèmes de pollution diffuse (CORPEN[2], juin 2003).

Le changement d'échelle permet de porter un diagnostic sur des espaces de tailles différentes, tout en maintenant une certaine précision à l'échelle la plus grande (petit espace). En conservant la même méthodologie, il permet aussi de limiter les coûts et le temps nécessaires pour un diagnostic environnemental et il améliore la prise de décision en vue de l'application des politiques publiques en matière d'agro-environnement.

Les contacts

a. Cemagref, UR Aménités et dynamiques des espaces ruraux, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex

b. Université Michel de Montaigne Bordeaux III, Domaine universitaire, 33607 Pessac Cedex.

c. École nationale d'ingénieurs des travaux agricoles de Bordeaux, 1 cours du Général de Gaulle, CS 40201, 33175 Gradignan Cedex

d. École supérieure d'agriculture de Purpan, 75 voie du TOEC, BP 57611, 31076 Toulouse Cedex 3

1. Le risque potentiel de contamination des eaux de surface découle du croisement entre des facteurs liés au milieu (vulnérabilité ou sensibilité) et des facteurs d'origine anthropique définissant une pression.
2. Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement.

La problématique posée dans nos travaux consiste à élaborer une méthode d'évaluation de la pollution diffuse d'origine agricole sur des territoires de tailles différentes, et donc d'utiliser des variables, des objets géographiques et des indicateurs adaptables au transfert d'échelle spatiale. Dans cet article, nous présentons un bref rappel du processus de contamination ainsi que les différents indicateurs exploitables ; nous dressons ensuite une analyse de la problématique du changement d'échelle et des aspects méthodologiques qui nous ont conduits à construire le modèle AZOTOPIXAL ; enfin nous présentons et discutons les résultats de l'application de notre méthodologie et du modèle au bassin versant et sous-bassins de la Save.

Potentiel de contamination et indicateurs

Différents usages supportés par les milieux aquatiques peuvent être affectés par les pollutions diffuses et ponctuelles : prélèvements pour adduction d'eau potable, ressources en eau d'irrigation, usages récréatifs (pêche, baignade). Le *risque de pollution* exprime à quel degré ces usages sont susceptibles d'être affectés. Or, la notion du risque est ambiguë et utilisée de façon variable dans le langage courant ou chez les spécialistes dans diverses disciplines. Nous retiendrons les définitions ci-après tirées des travaux du CORPEN (mars 2003).

L'***aléa*** représente la possibilité d'altération des usages par ces éléments, qu'il est possible d'estimer par un ***potentiel de contamination***. Ce potentiel dépend de la conjonction entre d'une part *la* ***vulnérabilité*** d'un milieu, ou possibilité de ce milieu d'être atteint par des polluants, et d'autre part par **la *pression*** exercée par des usages sur le milieu. En l'occurrence, dans notre étude la pression est celle des usages agricoles.

En revanche, la ***sensibilité*** du milieu permet d'apprécier la manière dont ce milieu répond à la contamination. Les ***enjeux environnementaux*** représentent la conservation, la préservation, la réhabilitation des divers usages d'une ressource en eau. La confrontation entre ces enjeux environnementaux et le potentiel de contamination constitue ***le risque.*** La figure 1, issue du CORPEN, présente l'organisation des informations pour le diagnostic d'une ressource.

Des indicateurs agro-environnementaux et des modèles hydrologiques sont généralement utilisés pour apprécier le potentiel de contamination des eaux sur des bassins versants, mais ces démarches sont spécifiques à l'échelle d'observation choisie comme cela est indiqué ci-après dans l'exemple de notre zone atelier, ou ne sont pas directement transférables d'un territoire d'étude à un autre.

Les modèles hydrologiques évaluent l'influence d'un facteur et de ses modalités sur le flux de polluants mesuré à l'exutoire d'un bassin. Notre approche est différente : elle vise à déterminer les zones les plus susceptibles de générer une contamination des eaux de surface. Cette démarche spatialisée se fonde sur un modèle combinant différents indicateurs agro-environnementaux. (Lucas, 2004 ; Riglos, 2005 ; Lavie, 2005).

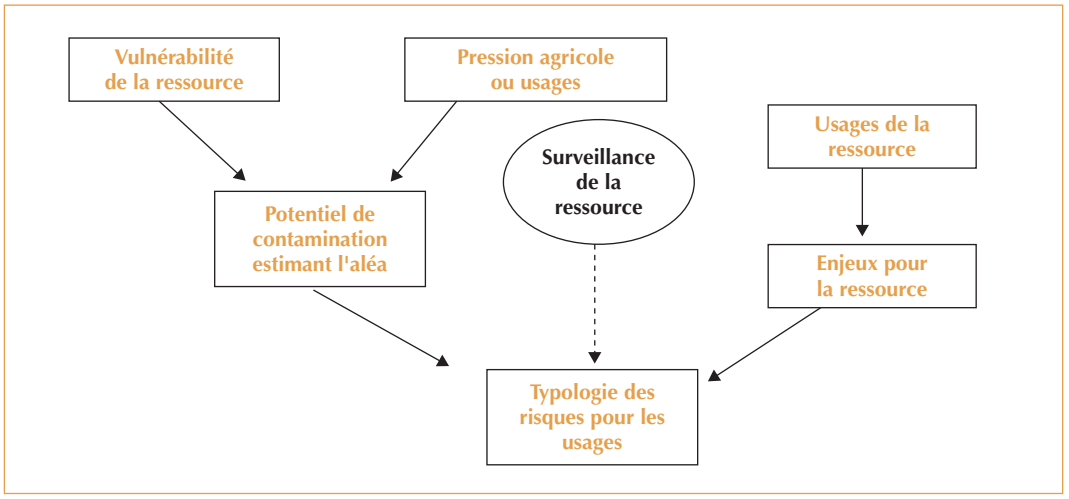


Figure 1 – Principe de l'organisation des informations pour le diagnostic d'une ressource (CORPEN).

Les définitions de la notion d'indicateur sont nombreuses (OCDE[3], 2002). Toutefois, dans le cadre de notre problématique, on peut indiquer qu'ils sont des paramètres descriptifs obtenus de façon synthétique, caractéristiques d'une situation, d'un phénomène souvent complexe, et utilisés pour évaluer, suivre les impacts de l'agriculture sur l'environnement. Ils représentent une aide à la décision dans le choix des mesures par les gestionnaires publics (Maurizi et Verrel, 2002).

Le plus souvent, les indicateurs sont organisés selon le modèle Pression-État-Réponse (PER) préconisé à l'origine par l'OCDE. Ce modèle PER comprend (CORPEN, juin 2003) :

– ***les indicateurs de pression*** qui mettent en évidence l'impact environnemental des pratiques agricoles : utilisation des intrants, itinéraires techniques et systèmes de production, en termes d'émission de polluants. Ainsi, les traitements phytosanitaires (Gouy et Gril, 2001) et les fertilisations d'origine minérale ou organique (Joignerez, 1996) induisent une pression sur le bassin versant (BV) appréciée par des indicateurs spécifiques ;

– ***les indicateurs d'état*** qui offrent une description de la situation environnementale : l'impact sur le milieu (la qualité de l'eau pour notre approche) qui soit mesurable et contrôlable, et plus précisément l'évolution des caractéristiques du milieu récepteur en relation avec les transferts de substances et les délais de réponse du milieu ;

– ***les indicateurs de réponse*** qui permettent d'évaluer les efforts consentis pour résoudre un problème environnemental et décrivent les moyens de lutte (humains, matériels, financiers) ; leur degré de mise en œuvre (état d'avancement) ainsi que leur efficacité en fonction de l'objectif recherché et du calendrier d'application.

Compte tenu de l'évolution croissante des préoccupations environnementales, les méthodes de diagnostic employées sont de plus en plus nombreuses, ainsi que les indicateurs (Zahm, 2003).

Un inventaire des méthodes ainsi que des indicateurs est indispensable à chacun des choix méthodologiques et va ensuite permettre de sélectionner les indicateurs adaptés à chaque démarche.

La problématique du changement d'échelle

En fonction de ses objectifs propres, chaque champ disciplinaire découpe le territoire en unités géographiques hiérarchisées constituant en pratique des échelles d'action ou d'observation distinctes.

Ainsi, les découpages administratifs (région, département, arrondissement, canton, commune) diffèrent des découpages physiques (hydrologiques : bassins versants aux différentes échelles en ce qui concerne les eaux superficielles, ou hydro-géographiques pour les masses d'eau souterraines) et, en agriculture, les unités de référence sont les parcelles et l'exploitation agricole.

Les relations et les imbrications entre ces unités sans limite géographique commune sont une source de complexité dans notre type d'approche. Par exemple, les données communales du recensement agricole (RA) ne sont pas superposables avec un découpage hydrographique.

À chaque échelle d'observation correspondent des sources de données spécifiques (enquêtes parcellaires, enquêtes d'exploitation, relevés de terrain, hydrologiques, statistiques, de la télédétection...) et des méthodes de diagnostic environnemental différentes (bilans parcellaires, bilans par exploitations, indicateurs, analyse spatiale, modèles...)

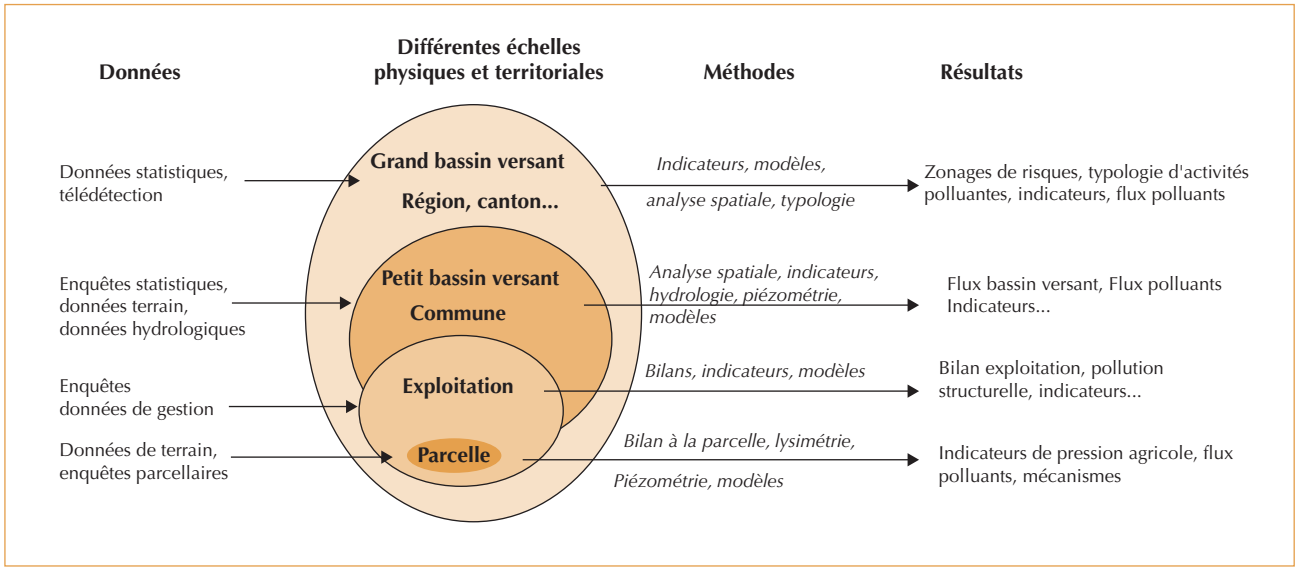
La situation idéale consisterait à disposer d'une information très détaillée couvrant un vaste territoire. Or, jusqu'à présent, les méthodes qui permettent d'appréhender les détails sont trop exhaustives pour être pratiquées sur de vastes étendues, et celles qui couvrent de larges étendues ne permettent pas de fournir des détails (Cemagref, 2004).

Le changement d'échelle n'est pas un simple zoom, mais l'art de passer d'un niveau d'organisation au suivant en précisant les variations de fonctionnement, de schématisation, de descripteurs et de liens possibles entre les niveaux successifs (Puech, Dartus *et al.*, 2003).

L'objectif est en effet de disposer d'informations pertinentes aux différentes échelles spatiales tout en traitant des données qui soient utiles pour l'aide à la décision des gestionnaires des territoires ruraux.

La figure 2 illustre les relations qui existent entre les échelles d'études, les données, les méthodes employées, les résultats attendus et le mode d'acquisition des données qui sont distincts selon les niveaux d'observations.

3. Organisation de coopération et de développement économiques.



▲ Figure 2 – Relations données-méthodes-résultats selon les échelles territoriales (d'après Vernier et Macary, Cemagref-ADER, 2005).

Aucune méthode spécifique aux bassins versants n'a été établie à l'échelle intermédiaire entre les grands bassins et les petits bassins.

Aux échelles du département ou de la région, le diagnostic aboutit à l'identification de zones d'actions prioritaires. Les données de CORINE Land Cover, les données communales et cantonales du RA sont majoritairement employées, ce qui permet une adaptation de la méthode à l'ensemble des régions et départements de France.

Sur les petits bassins, des données fines sont collectées à l'aide d'enquêtes et de relevés de terrain. Les données recueillies concernent l'occupation des parcelles sur plusieurs années, les enregistrements des pratiques à la parcelle (matières actives, doses, etc.), les analyses hydrologiques. Un croisement de ces données avec celles qui traduisent la vulnérabilité du milieu permet l'édition de carte de potentiel de contamination à la parcelle. Seul un diagnostic aussi fin permet réellement de savoir où et comment doivent être mises en œuvre les démarches correctives environnementales et la mesure de leurs effets. Cette méthode atteint sa limite dès que l'on veut étendre le diagnostic à plusieurs bassins versants (ex. : bassins versants voisins à but comparatif), puisqu'elle nécessite de rassembler à nouveau des données analogues.

L'interaction complexe entre l'échelle spatiale (fixée par le niveau de prise de décision) et l'hétérogénéité spatiale (à mesurer ou à représenter) est donc une difficulté majeure en géomatique, et plus particulièrement en hydrologie. Cette difficulté s'accentue si l'on veut évaluer des hétérogénéités spatiales à des échelles multiples. En 1988, Wood *et al.*, cités par Lucas (2004), avancèrent le concept d'« aire représentative élémentaire », en considérant qu'à un phénomène étudié correspond une aire de travail et une échelle associée idéale. Lorsque l'adéquation est bonne, la modélisation ou l'explication d'un phénomène est alors à la fois plus simple à appréhender et meilleure. C'est ainsi qu'ils s'attachent à définir une taille de bassin versant adaptée aux études hydrologiques.

D'une manière similaire à celle de Wood *et al.* (1998), il est possible d'associer un objet spatial de référence (OSR) à chacune des échelles. Le choix d'un OSR résulte d'un compromis entre sa pertinence à l'échelle considérée (résolution optimale) et son aptitude à bien cerner les problèmes de pollutions diffuses.

Maurizi et Verrel (2002) considèrent différentes échelles spatiales de travail dans leur approche sur les indicateurs, qui correspondent aux divers objets spatiaux identifiés dans le tableau 1.

Passer d'un niveau d'observation à un autre engendre des difficultés importantes et parfois insolubles : c'est le cas par exemple de la mise en relation des observations de pollutions agricoles sur des parcelles élémentaires avec des mesures de produits polluants à l'exutoire des grands bassins versants (Puech *et al.*, 2003).

Objets spaciaux	Définition
Parcelle (ou îlot de parcelles)	Unité de décision technique de l'agriculteur
Exploitation	Unité de responsabilité et de décision stratégique de l'agriculteur
Bassin versant (ou sous-bassin)	Unité hydrologique, considérée ici comme unité d'aménagement collectif. On distingue des bassins versants « élémentaires » qualifiant l'espace d'alimentation en eaux de surface des ruisseaux ; les BV « intermédiaires » ou zones hydrographiques, relatifs aux affluents de rivières ; les grands BV autour des rivières principales ou secteurs géographiques
Territoire	Unité géographique qui doit être précisée (pays, terroir, région...), unité sociologique pour les actions locales

Tableau 1 – Différents objets spatiaux de référence.

Méthodes pour aborder le changement d'échelle

L'élaboration de méthodes de diagnostic couvrant différentes échelles spatiales semble aujourd'hui nécessaire afin d'accroître l'efficacité des outils d'aide à la décision pour les gestionnaires publics. Aussi avons-nous envisagé de construire un modèle spatialisé qui permette de décrire plusieurs échelles matérialisées par des bassins versants emboîtés, c'est-à-dire du plus petit bassin versant agricole élémentaire au grand bassin versant englobant.

Ce modèle comprend d'une part l'intégration d'indicateurs agro-environnementaux spatialisés traduisant le potentiel de contamination des eaux par les substances polluantes à l'échelle de bassins versants, et d'autre part, l'adaptation de ces indicateurs aux changements d'échelles spatiales. Il peut être abordé de différentes façons, dont les principales sont :

– le changement d'échelle par changement d'indicateurs,

– le changement d'échelle par des démarches agrégatives et désagrégatives,

– le changement d'échelle par une variation du degré de précision de l'information.

Le changement d'échelle par un changement d'indicateurs

Les études aux échelles du petit bassin versant, du grand bassin versant et du diagnostic régional nécessitent des méthodologies différentes. Dans chaque situation, la réponse à la question du changement d'échelle se fait par un changement de données et, par là-même, des indicateurs agro-environnementaux construits à chaque niveau spatial (Macary et Vernier, 2005).

Le changement d'échelle par des démarches agrégatives et désagrégatives

La description des phénomènes au sein d'un objet spatial nécessite souvent d'approcher le niveau organisationnel inférieur voire supérieur. Les démarches agrégatives et désagrégatives sont nées de ces approches inter-échelle (Blöschl et Sivapalan, 1995).

L'agrégation permet de passer des constituants au tout. La transposition des processus identifiés à une échelle n'offre aucune garantie de validité à une autre échelle. Une autre difficulté provient de l'interaction entre plusieurs processus : s'il est envisageable de représenter un processus isolé, une prise en compte multiple est plus complexe.

La désagrégation permet de déterminer le comportement des constituants à partir de celui du tout. Blöschl et Sivapalan (1995) présentent la désagrégation comme le passage d'une « valeur moyenne » sur un domaine à sa répartition détaillée à l'intérieur d'un découpage de ce domaine. La règle de composition de l'information est considérée comme acceptable.

L'agrégation s'inscrit dans la même logique que l'indicateur qui condense l'information brute en une information synthétique.

La méthode d'agrégation directe à l'OSR

Une première méthode consiste à agréger les données à chaque OSR (parcelles, bassin versant élémentaire, bassin versant intermédiaire, grand bassin).

Ainsi, à l'échelle du bassin versant élémentaire, les notes qualifiant les indicateurs simples tels la pente moyenne, la proximité au réseau hydrographique, la pédologie, la géologie, et la pression agricole (phytosanitaire ou azotée) sont affectées à chaque parcelle. La combinaison de ces notes permet d'obtenir un indicateur composite pour discriminer chaque parcelle.

La même opération permet de discriminer les bassins versants élémentaires à l'échelle de la zone hydrographique (bassin intermédiaire), puis les zones hydrographiques à l'échelle du grand bassin.

Cependant, cette méthode présente un inconvénient majeur inhérent à la perte d'information résultant d'une agrégation précoce.

Le raisonnement au pixel

Une autre méthode considère un OSR commun aux trois échelles : *le pixel* (abréviation de *picture element*) ou plus petit élément constitutif d'une image numérique, d'origine satellitale par exemple, utilisée pour la reconnaissance de l'occupation du sol. L'adoption de cette unité, à la plus petite résolution possible, permet de conserver l'information la plus détaillée quelle que soit l'échelle traitée : l'agrégation précoce d'information est ainsi évitée.

Chaque pixel portera la valeur attribuée à l'indicateur composite à partir des informations relatives aux indicateurs simples. L'agrégation ne se fera ensuite qu'à partir de ces pixels pour chacune des échelles déterminées afin de permettre la lecture et l'interprétation des résultats (Lucas, 2004 ; Riglos, 2005 ; Lavie, 2005).

Le changement d'échelle par une variation du degré de précision de l'information qui renseigne l'indicateur

Un même indicateur peut caractériser un phénomène à différentes échelles, selon le degré de précision des informations qui le renseignent à chacune de ces échelles. Un indicateur composite transposé d'échelle présente alors un objectif de gain de précision variable suivant les échelles. La précision est d'autant plus importante que l'échelle est grande (petit territoire) compte tenu des données disponibles et de leur finesse.

Application au cas de l'azote dans les pollutions diffuses sur les Coteaux de Gascogne

Objectifs et méthode

Il s'agit d'un projet qui s'intègre dans un programme de recherche avec le GIS ECOBAG[4], et plus particulièrement l'action de recherche IMAQUE[5] à laquelle est associée l'unité de recherche *Aménités et dynamiques des espaces ruraux* du Cemagref de Bordeaux.

Afin de mieux cerner la problématique du changement d'échelle, nous avons engagé nos recherches relatives à l'évaluation de la pression agricole et son incidence sur les potentiels de contamination des eaux de surface dans des bassins versants emboîtés des Coteaux de Gascogne, dans le sud-est du Gers et l'ouest de la Haute-Garonne. Différents travaux relatifs aux pollutions diffuses ont été menés sur cette zone (Paegelow, 1991 ; Toriel, 1998).

À partir d'un petit bassin versant de 6 km^2 : le Montoussé, jusqu'à celui de la Save, affluent de la Garonne (1 150 km^2), nous avons choisi un bassin intermédiaire de 70 km^2 : la Boulouze, affluent de la Save, et intégrant celui du Montoussé.

La figure 3 illustre les échelles emboîtées sur le BV de la Save (Coteaux de Gascogne). L'objectif de nos travaux est double. D'une part, établir le diagnostic des potentiels de contamination cartographiés qui sera comparé ultérieurement aux résultats des analyses d'eau disponibles sur la zone de travail et, d'autre part, étudier la problématique du transfert d'échelle de ces informations (Macary *et al.*, 2005).

Toute la difficulté consiste à construire les bons indicateurs, mais aussi à trouver une information adaptée à l'échelle considérée.

Les bassins versant emboîtés pré-cités répondent à ces objectifs. Aucun diagnostic spécifique n'avait été tenté sur la Save ni sur la Boulouze. Quant au ruisseau du Montoussé (bassin versant d'Auradé), son suivi depuis de nombreuses années nous apporte des informations précieuses qui n'ont été, jusqu'alors, que sommairement spatialisées sur un système d'information géographique : SIG (aucune carte des parcelles à risque n'existe sur le secteur).

Les sources d'information retenues sont pertinentes par rapport au changement d'échelle : elles couvrent l'étendue de la petite échelle *(grand*

4. Groupement d'intérêt scientifique « Environnement, écologie et économie du bassin Adour-Garonne ».

5. Impact des activités agricoles sur la qualité des eaux, des sols, des sédiments, des milieux aquatiques du bassin Adour Garonne.

bassin versant) et présentent une résolution suffisamment fine pour observer la grande échelle *(BV élémentaires)*.

Dans l'optique du transfert d'échelle, nous avons choisi un objet spatial commun aux trois échelles : *le pixel* issu de la télédétection, en vue de connaître l'occupation du sol (Andreeva, 1998 ; Toriel, 1998). Il permet en effet de couvrir un vaste territoire et il présente une résolution très fine (20 m x 20 m pour une image SPOT XS, 30 m x 30 m pour une image LANDSAT, voire encore plus fin avec d'autres satellites tels SPOT 5 ou IKONOS par exemple), ce qui nous permet de conserver l'information la plus détaillée au niveau de l'occupation du sol quelle que soit l'échelle, pour discriminer les plus petits objets géographiques.

Ensuite, par une démarche agrégative ascendante, nous sommes capables d'agréger l'information résultant d'un indicateur composite pour chaque pixel vers l'OSR souhaité, c'est-à-dire soit à la parcelle, soit au bassin versant élémentaire, soit à la zone hydrographique, et de compléter le niveau d'information à la grande échelle où les données sont généralement plus accessibles :

– l'agrégation à la parcelle (figure 6) permet de décrire le BV élémentaire (ex. : Montoussé) ;

– l'agrégation au BV élémentaire permet de décrire la zone hydrographique (ex. : BV de la Boulouze) ;

– l'agrégation à la zone hydrographique permet de décrire le grand bassin (Save).

Cette démarche a été conduite pour la problématique des pollutions diffuses par les pesticides en s'appuyant sur le modèle PHYTOPIXAL, et pour celle de l'azote en excès avec le modèle AZOTOPIXAL[6].

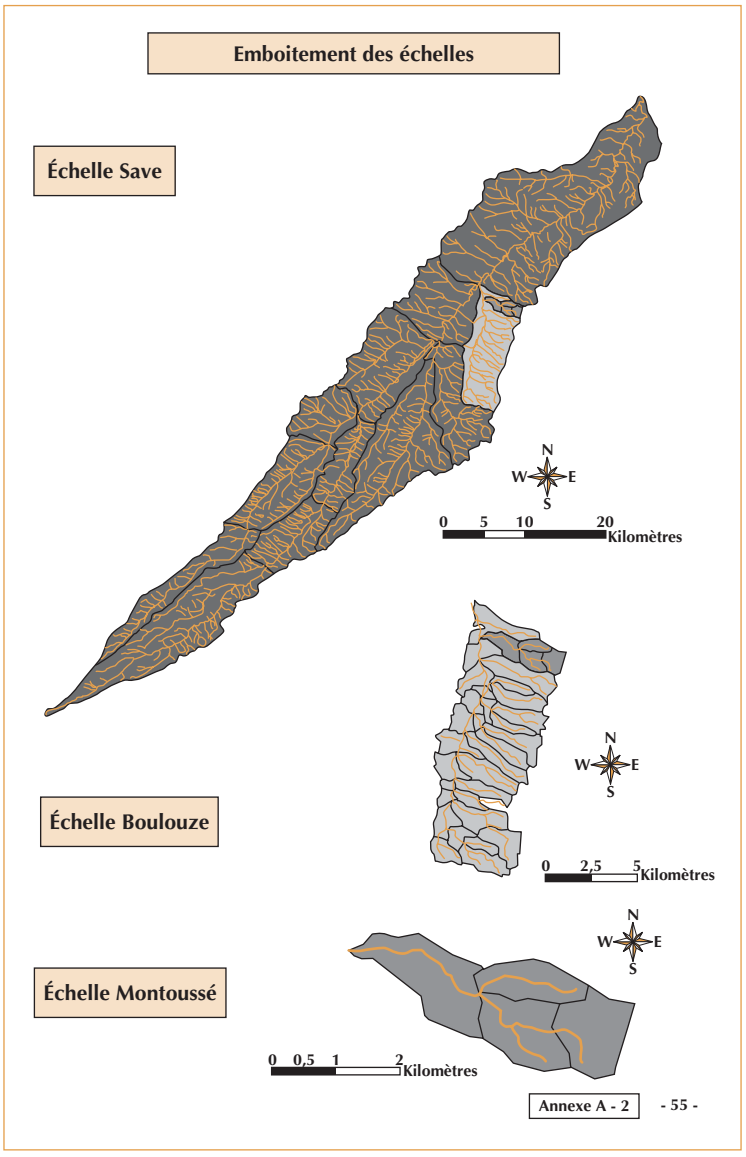


Figure 3 – Échelles emboîtées sur le BV de la Save (Coteaux de Gascogne).

Le modèle AZOTOPIXAL

Le modèle AZOTOPIXAL est conçu à partir d'un système d'information géographique développé sous Arc GIS®. Avant d'analyser son fonctionnement, observons (figure 4) les différentes variables qui peuvent jouer un rôle dans le transfert des polluants (nitrates dans ce cas) et permettre la construction des indicateurs agro-environnementaux du modèle.

Certaines variables ne permettent pas de disposer de données suffisantes, d'autres ne sont pas adaptables au changement d'échelle, et utilisables par le système d'information géographique que nous avons développé sous ARC GIS®.

Compte tenu des caractéristiques des indicateurs liées au changement d'échelle, nous avons sélectionné :

– les valeurs de pente, la proximité au réseau hydrographique, les affleurements molassiques et les types de sols pour la **sensibilité** du milieu ;

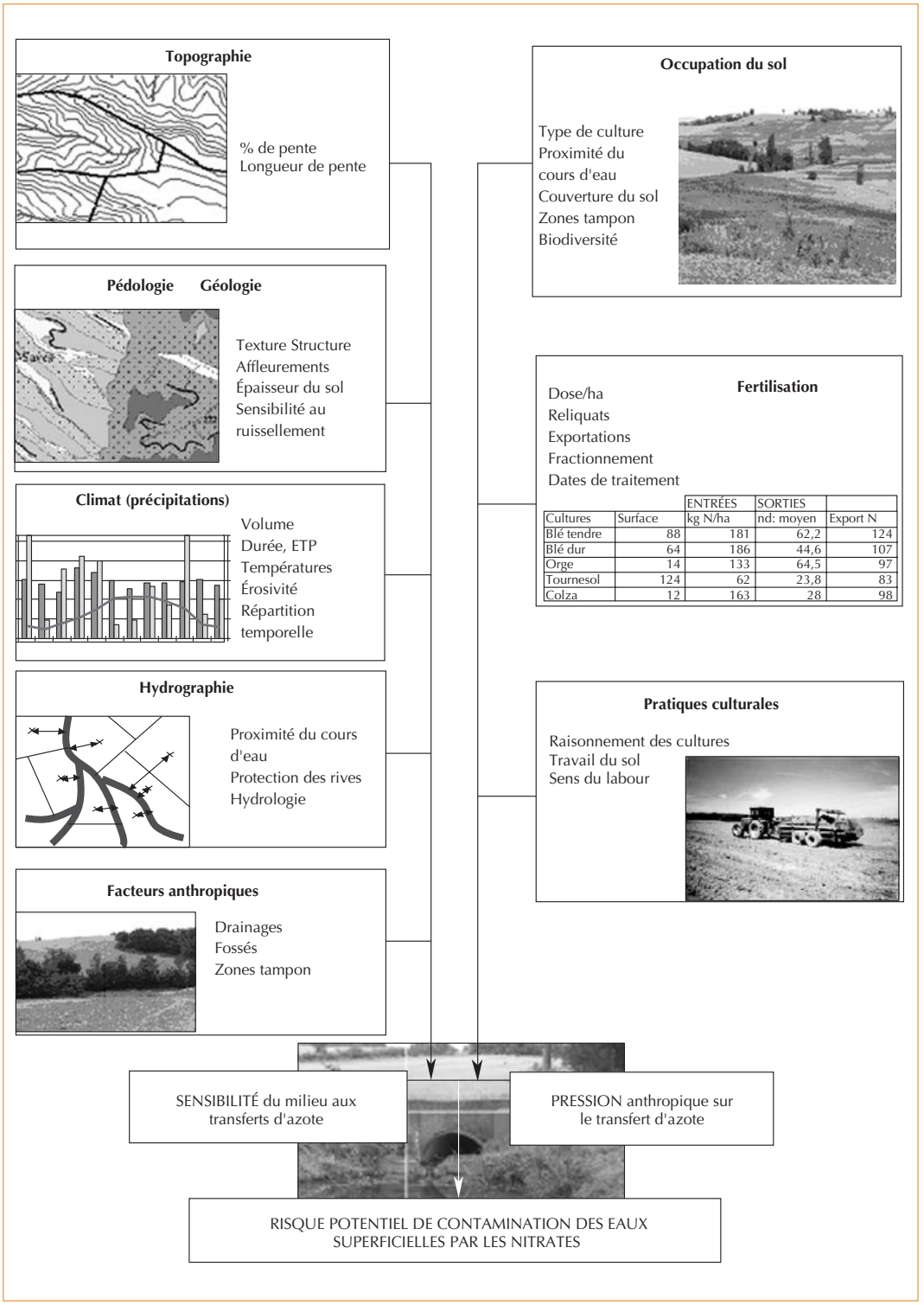
– les soldes azotés par culture traduisant la pression agricole.

6. Les modèles de construction d'indicateurs « PHYTOPIXAL » (pesticides) et AZOTOPIXAL (azote) sont développés dans le cadre du projet IMAQUE.

7. Institut géographique national.

8. Bureau de recherches géologiques et minières.

▼ Figure 4 – Variables entrant en compte dans l'évaluation du potentiel de pollution azotée (d'après É. Lavie ; sources : MNT 100 m : IGN[7] ; cartes géologiques : BRGM[8] ; données météo : Météofrance ; BD Carthage® : AE, IGN ; photos : Fransis Macary ; données agricoles : CASCAP 32).



		ENTRÉES	SORTIES	
Cultures	Surface	kg N/ha	nd: moyen	Export N
Blé tendre	88	181	62,2	124
Blé dur	64	186	44,6	107
Orge	14	133	64,5	97
Tournesol	124	62	23,8	83
Colza	12	163	28	98

Indicateur simple	Caractéristiques
Pourcentages des pentes	La valeur de pente est calculée pour chaque pixel par dérivation du MNT. 5 classes retenues : 0 % ; 0-3 % ; 3-7 % ; 7-12 % ; › 12 %.
Proximité du réseau hydrographique	Rastérisation de deux tampons situés à 20 et 100 m, ce qui crée trois zones de différenciation des pixels : ‹ 20 m ; de 20 à 100 m ; › 100 m.
Affleurements mollassiques	2 classes : molasse ; sous-sol plus perméable (alluvions).
Types de sol	4 types retenus : terreforts[9] › 40 cm ; boulbènes ; terrefort mince ; alluvions.
Soldes azotés/ culture	Calcul des bilans simplifiés par culture : apports – exportations, et prise en compte des fractionnements des apports.

Tableau 2 – Synthèse des indicateurs et de leurs caractéristiques.

9. Souvent de type argilo-calcaire, ces terres couvrent des sols de molasses et marnes tertiaires. Elles présentent un pouvoir élevé de rétention d'eau et une fertilité moyenne à bonne. Ces terres sont dures à travailler dès qu'elles sont sèches ou trop humides.

10. Compagnie d'aménagement des Coteaux de Gascogne.

Les propriétés du sol en termes d'écoulement semblent aussi importantes dans l'évaluation des transferts que la distance au cours d'eau. Aussi, nous avons utilisé la couche pédologique de façon prioritaire et, lorsque l'information pédologique n'est pas disponible, nous avons retenu par défaut la proximité au réseau (cas à l'échelle de la Save, puisque seule la carte pédologique du BV de la Boulouze est numérisée).

Le tableau 2 présente une synthèse des indicateurs simples retenus avant combinaison, et de leurs caractéristiques. Les différentes classes proviennent de notre analyse. Chaque pixel est affecté des notes correspondantes aux valeurs des indicateurs.

Dans un premier temps, la construction du modèle qui définit le potentiel de contamination des eaux de surface peut se résumer de la façon suivante :

– sur un bassin versant élémentaire et un BV intermédiaire, par :

(pente + géologie + pédologie)
x pression azote,

– sur un grand BV du type Save, en l'absence des indicateurs géologie et pédologie, par :

(pente + proximité hydrographique)
x pression azote.

Nous avons choisi l'opérateur « x » pour traduire qu'une pression agricole nulle entraîne bien un potentiel nul. En revanche, le même opérateur utilisé entre les indicateurs de vulnérabilité entraînerait une sous-estimation de la pression, d'où le choix de l'addition. La figure 5 présente le schéma global du modèle et ses trois échelles de résultats.

Des données complémentaires pourront ensuite enrichir cette construction, par exemple l'indicateur pédologie provenant d'une numérisation en cours de la carte pédologique établie par la CACG[10] dans les années 1960, à défaut d'autres données exhaustives.

Les résultats sur notre zone atelier

Le modèle restitue une mosaïque de pixels représentant les valeurs de l'indicateur composite. Ce premier degré permet de produire la carte du potentiel de contamination au niveau des bassins versants élémentaires (figure 6). l'échelle du bassin versant intermédiaire (zone hydrographique), cas de la Boulouze, l'agrégation des pixels au niveau de chaque bassin élémentaire permet de les différentier. Pour cela, chaque bassin versant élémentaire reçoit une note égale à la somme des notes des pixels qui le constituent rapporté à sa surface agricole utile :

$$\text{Note bassin versant élémentaire} = \frac{\sum \text{notes pixels du bassin versant}}{\sum \text{surface des pixels du bassin}}$$

On obtient ainsi la carte du potentiel de contamination à l'échelle intermédiaire (figure 7). De la même façon, l'agrégation des pixels par zone hydrographique (sur la partie centrale de la Save) permet de différencier ces zones au niveau d'un grand bassin versant (figure 8).

$$\text{Note zone hydrographique} = \frac{\sum \text{notes pixels de la zone}}{\sum \text{surface des pixels de la zone.}}$$

In: Ingénieries - E A T, n° 46. 2006

Figure 5 – Schéma global du modèle AZOTOPIXAL et de ses trois échelles de résultats.

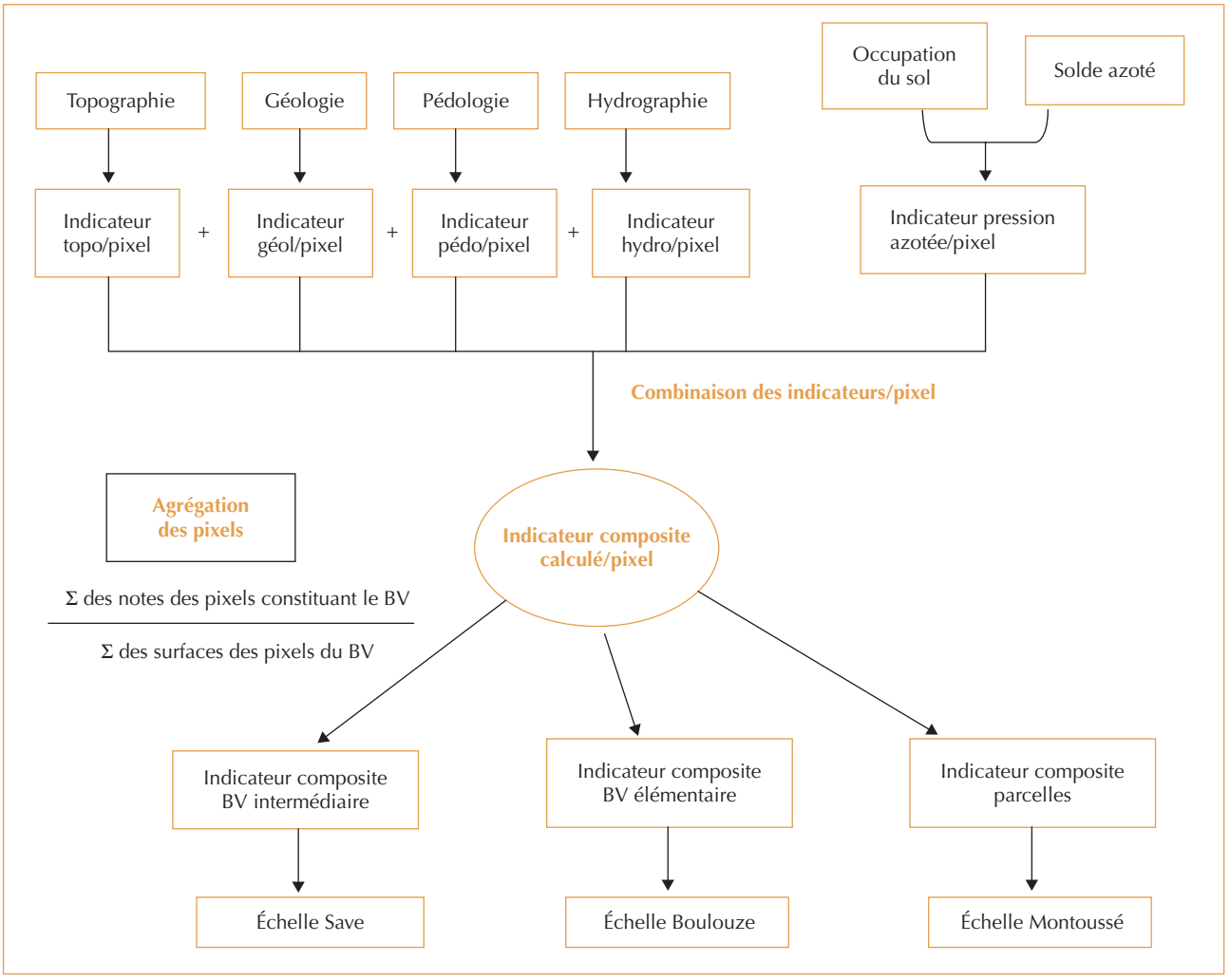
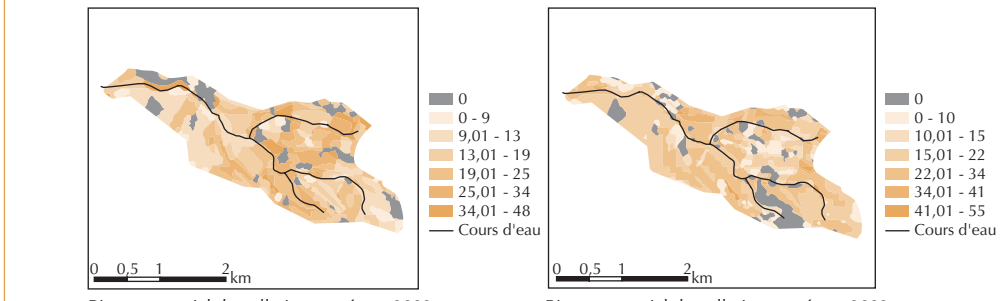


Figure 6 – Cartes du potentiel de contamination au niveau du bassin élémentaire du Montoussé, par l'azote, en 2002 et 2003.

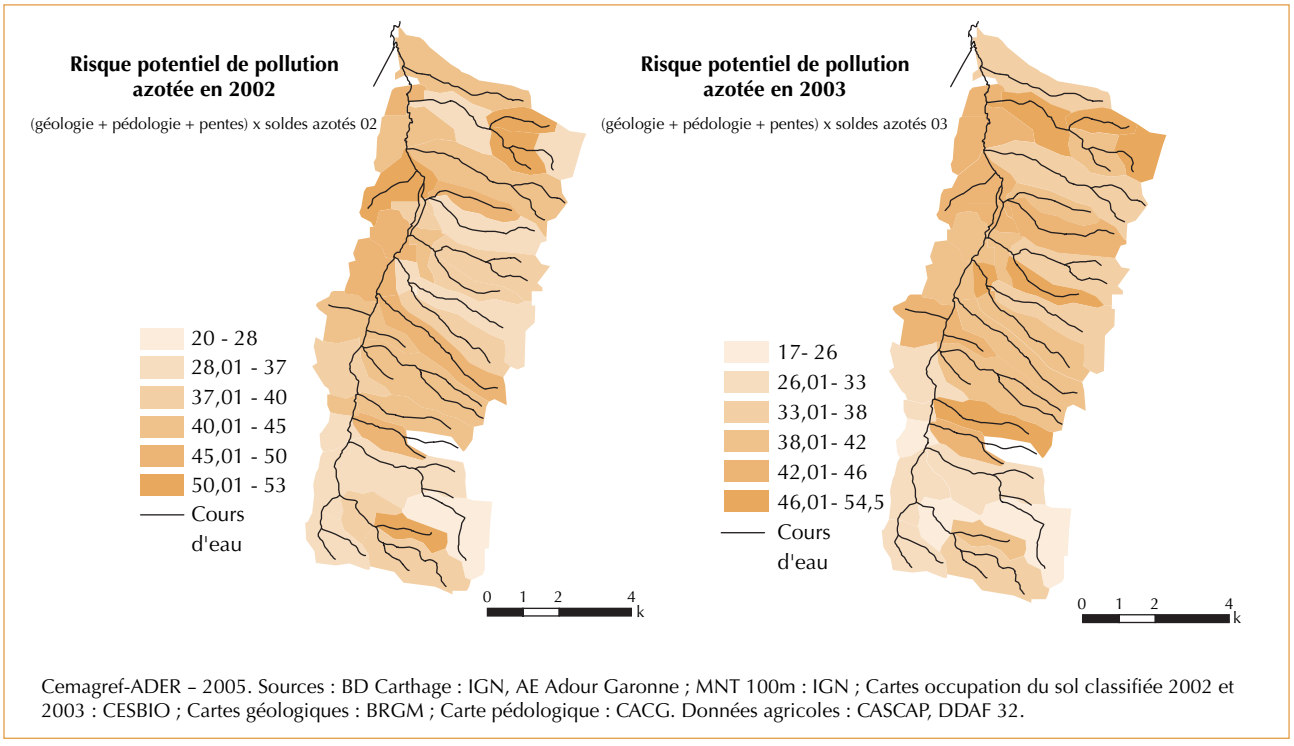


Risque potentiel de pollution azotée en 2002 (géologie + pédologie + pentes) x soldes azotés 02

Risque potentiel de pollution azotée en 2003 (géologie + pédologie + pentes) x soldes azotés 03

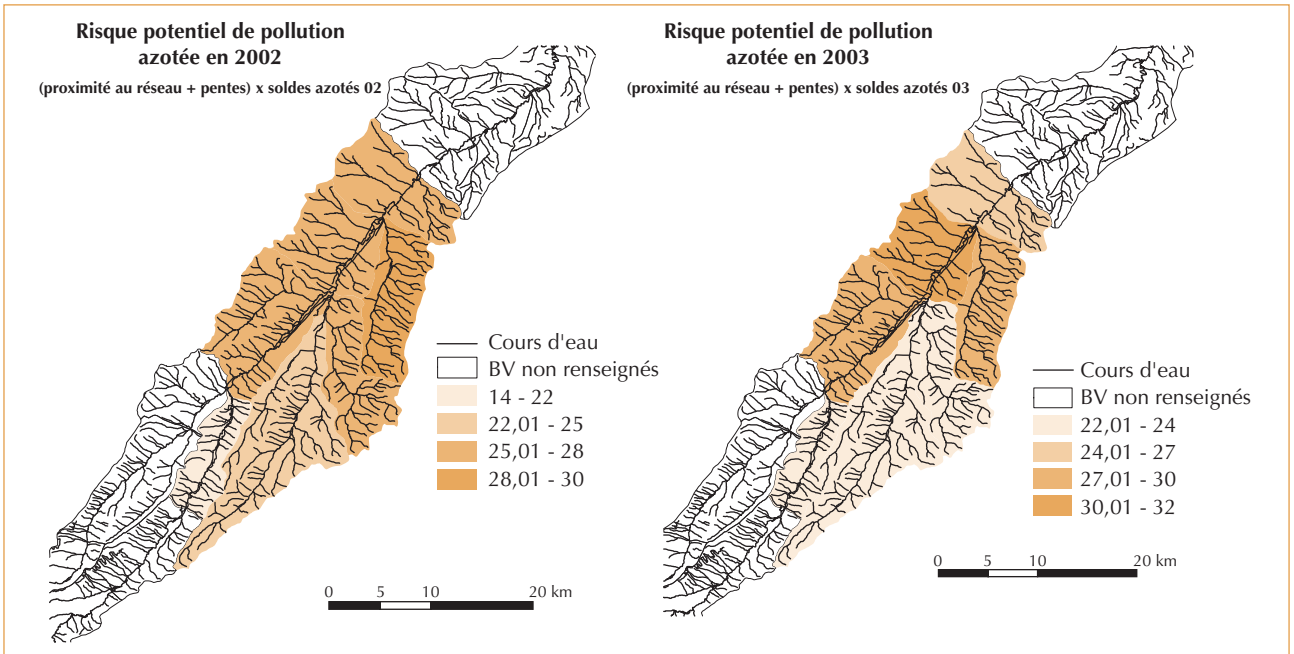
Cemagref-ADER – 2005. Sources : BD Carthage : IGN, AE Adour Garonne ; MNT 100m : IGN ; Cartes occupation du sol classifiée 2002 et 2003 : CESBIO ; Cartes géologiques : BRGM ; Carte pédologique : CACG. Données agricoles : CASCAP, DDAF 32.

Figure 7 – Cartes du potentiel de contamination à l'échelle intermédiaire au niveau du bassin de la Boulouze, par l'azote, en 2002 et 2003.



Cemagref-ADER – 2005. Sources : BD Carthage : IGN, AE Adour Garonne ; MNT 100m : IGN ; Cartes occupation du sol classifiée 2002 et 2003 : CESBIO ; Cartes géologiques : BRGM ; Carte pédologique : CACG. Données agricoles : CASCAP, DDAF 32.

Figure 8 – Cartes du potentiel de contamination à l'échelle du bassin de la Save, par l'azote, en 2002 et 2003.



Cemagref-ADER – 2005. Sources : BD Carthage : IGN, AE Adour Garonne ; MNT 100m : IGN ; Cartes occupation du sol classifiée 2002 et 2003 : CESBIO ; Cartes géologiques : BRGM ; Carte pédologique : CACG. Données agricoles : CASCAP, DDAF 32.

À chacune des échelles il est ensuite possible de compléter l'indicateur composite obtenu par des informations complémentaires spécifiques du niveau d'information souhaité.

Conclusion – Discussions Perspectives

La démarche élaborée dans la construction des modèles AZOTOPIXAL et PHYTOPIXAL est une première réponse à la double problématique motivant ce travail exploratoire : il permet la caractérisation d'unités fonctionnelles d'investigation situées à différentes échelles spatiales, du bassin versant élémentaire au grand bassin versant de rivière, vis-à-vis du potentiel de contamination des eaux superficielles par les nitrates et les pesticides.

Nous avons choisi d'illustrer ici notre démarche sur le modèle AZOTOPIXAL orienté vers la problématique azote dans des bassins versants emboîtés de la Save sur les coteaux de Gascogne. Nous avons intégré les données numériques accessibles et compatibles avec les exigences du changement d'échelle, c'est-à-dire offrant une résolution satisfaisante pour l'étude à grande échelle tout en couvrant une vaste étendue pour l'étude à petite échelle, dans un SIG permettant leur traitement afin de construire les indicateurs simples ensuite combinés dans le modèle :

– pour le relief, le pourcentage de la pente ;

– pour l'hydrographie, la proximité au réseau ;

– pour la géologie, la présence ou non d'affleurements molassiques ;

– pour la pédologie, les principaux types de sols ;

– pour la pression agricole, le croisement entre l'occupation du sol à partir d'une image SPOT à 20 m de résolution et le solde d'azote par culture.

Le choix d'un objet spatial de référence unique, le pixel, pour décrire les trois échelles d'investigation conserve la résolution initiale des données tout au long de la démarche, et limite ainsi les pertes d'informations provoquées par une agrégation précoce. Les indicateurs simples sont finalement combinés en un indicateur composite modélisant le potentiel de contamination des eaux par les nitrates (ou les pesticides). L'information est alors disponible en tout point de l'espace discriminé, matérialisé par un pixel dont la taille dépend de la résolution des données acquises.

Sous cette forme, l'information est directement interprétable à grande échelle (bassin versant élémentaire du Montoussé). En revanche, elle n'est pas explicite à des échelles inférieures pour lesquelles les cartes représentent une mosaïque de pixels trop dense. L'information a donc été agrégée de manière à discriminer :

– les bassins versants élémentaires pour décrire chaque zone hydrographique, celle de la Boulouze par exemple ;

– les zones hydrographiques pour décrire le bassin versant supérieur, celui de la Save.

Quelle que soit l'échelle spatiale d'observation, les unités discriminées à l'aide de l'indicateur sont comparées l'une par rapport à l'autre, puis regroupées en classes symbolisant des niveaux du potentiel de contamination. Il est possible de compléter le niveau d'information suivant la disponibilité d'autres sources à chacune des échelles.

L'analyse de nos travaux conduit à apprécier différemment les données nécessaires au projet et leur traitement. À l'heure actuelle, les outils de traitement de l'information (bases de données, SIG) ont subi une évolution considérable et répondent largement à nos besoins.

Les techniques de télédétection apportent des solutions, en permettant d'appréhender des paramètres physiques, mais il ne s'agit que d'une partie de l'information. Le reste est détenu par les acteurs agricoles. La collecte de cette information par des enquêtes serait un travail fastidieux, non automatisable pour un grand bassin versant, et seulement envisageable à l'échelle d'un bassin élémentaire.

Dans cette démarche, les informations de pratiques agricoles recueillies localement, et extrapolables à un grand bassin, après expertise par les conseillers agricoles, nous permet de bâtir ce modèle et d'initier ainsi un changement d'échelle afin d'établir différents degrés de précision pour les gestionnaires publics.

Toutefois, les indicateurs utilisés sont adaptés à une problématique d'eaux superficielles, et on ne peut ainsi généraliser l'usage du modèle sans précautions.

Le modèle AZOTOPIXAL tel qu'il est présenté ici devra faire l'objet d'améliorations, notamment par la prise en compte de la dimension tempo-

relle à partir des successions culturales (Harbula, 2004) sur laquelle une réflexion a été ouverte à l'issue de ce travail.

L'emploi de ce modèle devrait permettre un gain de coût et de temps lors de la phase de détection des zones d'action prioritaires par rapport aux méthodes actuellement disponibles. Ces économies réalisées en amont doivent profiter, en aval, aux phases d'élaboration et de mise en œuvre de préconisations visant à réduire ou à prévenir la pollution.

Ces actions préventives ou curatives s'inscrivent en effet nécessairement à une échelle spatiale fine, c'est-à-dire au niveau parcellaire, lieu des pratiques d'épandages.

La méthode peut également constituer un référentiel commun facilement accessible et favorable à la concertation des nombreux acteurs intervenant à l'interface de l'agriculture et de la ressource en eau. ❐

Remerciements

Les auteurs remercient tous ceux qui contribuent à la réalisation des travaux en cours, et plus particulièrement Pierrette Gouaux du CESBIO[11] à Toulouse, Alexandre Chaigneau et l'Association des agriculteurs d'Auradé, l'équipe du Laboratoire de géographie physique appliquée de Bordeaux III, Laurent Rigou de la CACG, Didier Métayer de la Chambre d'agriculture du Gers, Gilbert Besse de la CASCAP[12], les techniciens de la Direction départementale de l'agriculture et de la forêt du Gers, Jean-Luc Probt de l'ENSAT[13], coordonnateur de l'opération de recherche IMAQUE, et Daniel Uny pour son appui en géomatique, ainsi que tous les collègues dans l'unité de recherche Aménités et dynamiques des espaces ruraux (Cemagref), qui ont bien aimablement relu cet article.

11. Centre d'études spatiales de la Biosphère.

12. Coopérative céréalière basée à Lisle-Jourdain (Gers).

13. École nationale supérieure agronomique de Toulouse.

Résumé

Cet article présente un modèle d'évaluation du potentiel de contamination des eaux superficielles du bassin versant de la Save (affluent de la Garonne) par l'agriculture intensive. L'originalité du modèle réside dans l'emploi d'une unité spatiale de référence très fine, le pixel, commune aux différentes échelles de travail. La zone atelier située dans les coteaux gersois, comprend trois bassins versants emboîtés (Save, 1 150 km², Boulouze, 70 km², et Montoussé, 6 km²). Ce modèle est constitué d'indicateurs agro-environnementaux, descriptifs de la vulnérabilité du milieu et de la pression agricole. La combinaison de ces indicateurs au niveau d'un pixel traduit le potentiel de contamination des eaux de surface. L'illustration de ces travaux porte sur la pollution diffuse azotée. Le modèle spécifique en cours de développement est nommé AZOTOPIXAL. Cet article s'inscrit dans la continuité de travaux précédents orientés vers les produits phytosanitaires, (modèle PHYTOPIXAL) et contribue aux recherches en cours sur les problématiques de changement d'échelle.

Abstract

This paper presents a model to evaluate the contamination potential due to intensive agriculture of surface water in the Save watershed (affluent of the Garonne). The originality of the model resides in the use of a very detailed spatial object, the pixel, adapted to many working scales. The studied land, situated in the hillsides of the Gers department, is constituted by three different size watersheds (Save, 1150 km², Boulouze, 70 km², and Montoussé, 6 km²). Indicators about agriculture and environment, built the model. They describe the vulnerability of environment and the agricultural pressure. The association of these indicators on a pixel indicates the contamination potential of superficial water. The diffuse pollution of nitrates illustrate these works. The specific model creating is called AZOTOPIXAL. The created method is the continuation of preceding works which were oriented towards pesticides (PHYTOPIXAL model) and contributes to the actual researches on space scaling management.

Bibliographie

ANDREEVA, K., 1998, *Mise à jour de l'occupation du sol parcellaire à partir d'imagerie satellitale : application au bassin versant du Sousson (Gers)*, Cemagref Montpellier Tdmo, Engref Lct Montpellier, 55 p.

BLÖSCHL, G., SIVAPALAN, M., 1995, *Scale issues in hydrological modelling: a review. Workshop on scale issues in hydrological/environmental modelling*, Robertson, NSW, Australia, 30 nov-2, dec 1993, John Wiley & sons, Chichester, GBR, 489 p.

CARLUER, N., GOUY, V., KAO, C., PIET, L., TURPIN, N., VERNIER, F., ARLOT, M.-P., BIOTEAU, T., BOERLEN, P., CHAUMONT, C., SAINT CAST, P., 2000, Définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action pour lutter contre les pollutions diffuses en milieu rural, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Agriculture et environnement, p. 13-33.

Cemagref, 2004, *Bassins versants de Don/Cétrais/Coisbrac : des échelles emboîtées pour comprendre et limiter les pollutions diffuses*, Rennes, Cemagref, 13 p.

CORPEN, Éd., 2003, *Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques – Application aux produits phytosanitaires*, Paris, 136 p.

CORPEN, Éd., 2003, *Diagnostic régional de la contamination des eaux liée à l'usage des produits phytosanitaires : éléments méthodologiques*, Paris, 65 p.

GOUY, V., GRIL, J.-J., 2001, Diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires et solutions correctives, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives, p. 81-90.

GRIL, J.-J., LACAS, J.-G., 2004, *Intérêt des zones tampons enherbées et boisées pour limiter le transfert diffus des produits phytosanitaires vers les milieux aquatiques. De l'état des connaissances aux recommandations pratiques*, étude Cemagref Lyon, 37 p.

HARBULA, E., 2004, *Construction d'une carte de risque de pollution par l'azote d'origine agricole sur le bassin-versant du DON (Loire Atlantique). Généralisation de résultats expérimentaux à l'échelle d'un grand bassin*, Toulouse, GDTA, Cemagref Bordeaux ADER, mémoire de DESS en télédétection, 25 p.

JOIGNEREZ, A., 1996, *Approche spatialisée des teneurs en nitrates à l'échelle du bassin versant : application sur la rivière du Sousson*, université Montpellier II, Cemagref Montpellier, Engref Montpellier, 76 p..

LAURENT, F., ROSSIGNOL, J.-P., 2004, Sensibilité d'un modèle agro-hydrologique à la cartographie des sols, *Étude et gestion du Sol*, vol. 11, mars, p. 199-217.

LAVIE, E., 2005, *Agriculture et qualité des eaux. Des mesures de terrain au système d'information géographique. Application sur les nitrates dans les bassins versants emboîtés de la Save (Gers)*, université Bordeaux III, mémoire de DEA en géographie, 126 p.

LUCAS, G., 2004, *Approche du transfert d'échelle spatiale d'un indicateur agro-environnemental d'aléa phytosanitaire, sur des bassins versants emboîtés de la Save (Gers)*, Pessac, ENITA de Bordeaux, Cemagref Bordeaux ADER, mémoire d'ingénieur, 66 p.

MACARY, F., VERNIER, F. *et al.*, 2005, *Indicateurs environnementaux pour le zonage de risque potentiel de transferts de pesticides à l'échelle de bassins versants : méthodologies pour un changement d'échelle*, éd. Groupe Français des Pesticides, 8 p.

MAURIZI, B., VERREL, J.-L, 2002, Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole, *Ingénieries-EAT*, n° 30, p. 3-14.

OCDE, 2002, *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture : vol 3, Méthodes et résultats*.

PUECH, C., D. DARTUS, *et al.*, 2003, *Hydrologie distribuée, télédétection et problèmes d'échelle*, Société française de photographie et télédétection, 172, p. 11-21.

PAEGELOW, M., 1991, *Système d'information géographique et gestion de l'environnement. Application à l'étude des sols et de la pollution par les nitrates d'origine agricole en bassin-versant expérimental*, Toulouse, université Toulouse-Mirail, UFR Géographie et aménagement, thèse, tomes I et II, 155 p. et 170 p.

RIGLOS, O., 2005, *Cartographie du risque potentiel de pollution diffuse des eaux de surface par les produits phytosanitaires et transfert d'échelle spatiale d'un indicateur agro-environnemental sur des bassins versants emboîtés de la Save (Gers)*, Toulouse, ESAP, Cemagref Bordeaux ADER, mémoire d'ingénieur, 132 p.

TORIEL, C., 1998, *Approche par télédétection de la circulation de l'eau sur un bassin versant agricole en vue de la construction d'un indicateur de pollution agricole : application au bassin versant du Sousson (Gers)*, École nationale du génie de l'eau et de l'environnement, Strasbourg, Cemagref.

TURPIN, N., BIOTEAU, T., 2002, Pollutions diffuses sur des bassins de l'Ouest de la France : quelles données recueillir pour le diagnostic ?, *Ingénieries-EAT*, n° 30, p. 15-25.

VERNIER, F., TURPIN, N., BIOTEAU, T., 2001, *Méthode de mise en place d'une base de données spatialisée et de cartographie sur un bassin versant agricole : guide méthodologique et CD-ROM*, 68 p.

ZAHM, F., 2003, Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particuliers appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires, *Ingénieries-EAT*, n° 33, p. 13-34.