
Systeme d'information géographique et modèle pour déterminer le risque de pollution diffuse dans un bassin versant

Monique Launay

Le degré de pollution actuel de nombreux cours d'eau amène les décideurs, gestionnaires du milieu, à agir. Ils sont donc de plus en plus demandeurs d'outils d'aide à la décision afin de définir des zones impliquées en fonction d'un type de pollution, pour lesquelles ils appliqueront une mesure précise, ou mettront en place une réglementation. Dans le cas de la rade de Brest, il s'agit de restituer la qualité de ses eaux, et de savoir quelle part de la pollution est imputable à l'agriculture, afin de la réduire.

L'objectif de l'étude est la mise au point d'un outil de diagnostic de risque de pollution diffuse sur un bassin versant, à partir de l'étude et du suivi détaillés d'un bassin versant agricole expérimental. La collecte de données précises sur le terrain permet de déterminer les causes de la pollution. La méthodologie développée intègre les données liées au milieu et sera extrapolée à un plus grand bassin versant. L'étude est prévue sur trois ans. Le diagnostic effectué la première année permettra de connaître les facteurs en cause, afin de proposer des modifications de pratiques agricoles sur le bassin versant. En concertation avec les agriculteurs, ces pratiques seront mises en place, la deuxième et troisième année pour tester leur efficacité sur la réduction de la pollution.

Après une analyse des approches existantes à différents niveaux d'échelles spatiales, avec plusieurs orientations possibles selon les données, les outils utilisés, le projet de la méthode de diagnostic est présenté. La démarche globale de l'intégration des données au sein d'un système d'information géographique (SIG) est retenue.

Azote et pollution diffuse

L'étude du problème de pollution diffuse due à un enrichissement excessif en nutriments (azote, phosphore) et par les pesticides, passe par l'analyse des mécanismes de transfert qui sont différents selon l'élément pris en compte. Il en résulte que l'approche doit se faire de façons différentes notamment au niveau des facteurs à prendre en compte pour la mise au point d'un diagnostic de risque.

Dans l'étude en cours, il s'agit plus particulièrement de la pollution liée à l'azote, qui se retrouve dans les eaux sous forme de nitrates et d'ammonium. Ces ions sont très mobiles dans le sol, très solubles donc très facilement lixiviables.

La quantité de nitrates varie dans le sol au cours de l'année, en fonction de plusieurs paramètres : la culture en place consomme plus ou moins d'azote au cours de sa croissance et en exporte une plus ou moins grande partie. Les apports azotés sous forme minérale ou organique se font à des doses et des dates diverses. Les rotations culturales précédentes font que le sol a été nu ou non à une période de l'année. Les conditions climatiques par la température favorisent une minéralisation de l'azote organique du sol, ou au contraire une immobilisation de l'azote minéral. La teneur en azote organique du sol peut permettre une minéralisation plus ou moins importante. Les fortes teneurs en matière organique du sol dans le Finistère favorisent la minéralisation de quantités importantes d'azote (Simon et Le Corre, 1990). Le type de sol peut intervenir par un degré d'hydromorphie susceptible de favoriser la dénitrification, ou par un type de sol filtrant favorisant la lixiviation. Les

Monique Launay
Cemagref
17, avenue de Cucillé
35044 Rennes Cedex

interactions entre ces différents paramètres font varier la teneur en nitrates du sol. La lixiviation de ces nitrates, c'est-à-dire leur entraînement en profondeur au-delà de la zone racinaire, est sous l'influence principale de la pluviosité : celle-ci devient efficace quand le sol est saturé en eau et entraîne alors les nitrates.

Selon l'objectif recherché, plusieurs méthodes d'étude de la lixiviation des nitrates existent : l'utilisation de cases lysimétriques ou de bougies poreuses permet de déterminer l'azote lessivé sur des parcelles test. Ces méthodes sont lourdes à mettre en œuvre et ne peuvent donc s'appliquer que sur quelques parcelles. Les prélèvements de sol pour la mesure du reliquat azoté permettent de déterminer la quantité de nitrates potentiellement lessivable au-delà de la zone racinaire, sur l'ensemble d'une zone d'étude. La méthode ne permet pas de déterminer l'azote réellement lessivé, c'est pourquoi elle est utilisée pour définir un risque de pollution.

Il apparaît que le phénomène de pollution par les nitrates fait appel à de nombreux facteurs, tant liés au milieu, qu'aux pratiques culturales. Il est donc primordial de pouvoir les considérer globalement, et de voir leurs interactions spatiales et temporelles, pour établir un indice de risque.

Il devient donc indispensable d'utiliser des méthodes permettant de regrouper un ensemble important de données, de diverses sources et de disposer des représentations spatiales de ces données. La qualité des données recueillies doit être conservée lors du stockage et de l'utilisation afin de ne pas induire d'erreur dans les analyses et résultats obtenus. L'utilisation d'un Système d'Informatique Géographique (SIG) s'applique entièrement à cette problématique puisqu'il permet de stocker l'ensemble des données, et de les mettre en relation sous forme spatiale, de les croiser, de les assembler sur une base de données référencée spatialement (Cluis et Dupont, 1993). L'information est stockée de façon structurée à l'intérieur de bases de données (données nécessaires à l'établissement de différents paramètres) et traitée spatialement (croisement des différents paramètres). L'influence des différents paramètres sera mise en évidence à l'aide d'une modélisation plus ou moins complexe du cas étudié. Elle peut aller d'une analyse statistique de différents paramètres à un modèle mathématique du phénomène étudié.

Approche spatiale du risque de pollution à l'aide d'un SIG

Un SIG est souvent utilisé pour caractériser les zones sensibles à un type de pollution (N, P, pesticides). (Hamlett, 1992 ; Halliday, 1991 ; Sivertun, 1988...). Selon les cas, la méthode développée est plus ou moins élaborée en fonction d'une part des données disponibles, qui conditionnent les résultats qui pourront être obtenus, et d'autre part du degré de précision recherché. Il peut s'agir d'un zonage en fonction des facteurs du milieu ou d'une définition de zones à risque selon les pratiques en place.

■ Mise en évidence d'une sensibilité du milieu à une pollution

La notion de milieu représente le support physique sur lequel se développe l'activité agricole. Il comprend le sol qui est le lieu de réception et de stockage des éléments nutritifs (N, P), l'air recevant les produits de la volatilisation et de la dénitrification pour l'azote, l'eau qui est le vecteur de déplacement des nitrates dans le sol. Le milieu récepteur final est le cours d'eau.

La définition d'une sensibilité du milieu se limite ici au sol et à l'eau, et consiste à évaluer sa capacité à absorber, stocker, épurer, tel ou tel élément avant qu'il n'atteigne le cours d'eau. Elle dépend des caractéristiques physiques du sol indépendamment de toute culture pouvant réduire la fuite des nitrates par absorption.

Afin de mettre en évidence les zones à l'origine de la pollution diffuse, l'occupation du sol différencie les zones agricoles des zones boisées ou landes, de l'habitat, des réseaux hydrographique et routier. Le croisement des différents facteurs (topographie, pédologie, occupation du sol) dans un SIG permet de déterminer des zones sensibles et d'avoir ainsi une représentation globale du territoire. (Exemple : mise en évidence du risque de pollution agricole diffuse sur un état (Texas), à l'aide d'un SIG. (Halliday, 1991)).

■ Détermination d'un risque de pollution diffuse en intégrant les pratiques agricoles

A une sensibilité du milieu doit être confrontée une pression polluante réelle pour déterminer un risque. L'intégration des paramètres liés aux pratiques agricoles dans le SIG, permet de définir une pression polluante. Le croisement avec la sensibi-

lité du milieu donne un risque de pollution (exemple : spatialisation du risque de lessivage sous irrigation (Renault et Vedel, 1993)).

L'analyse qualitative permettant de mettre en relation les différents facteurs lors de leur croisement, est en fait une modélisation plus ou moins complexe du phénomène étudié.

L'utilisation de modèle pour analyser la pollution diffuse

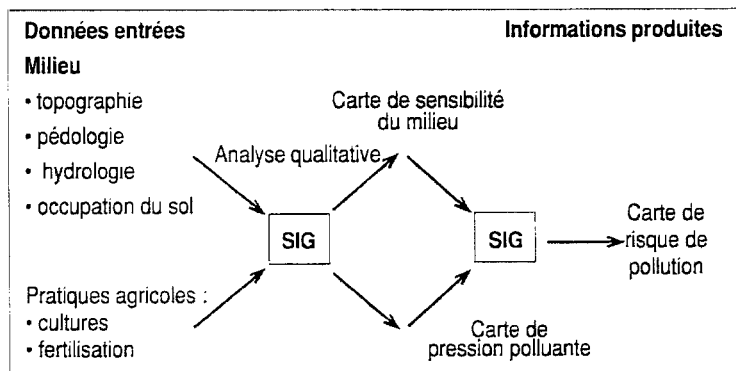
Selon le but fixé et les données disponibles, plusieurs types de modélisation peuvent être envisagés, qui vont de la mise en relation de plusieurs facteurs par une analyse statistique, à la formulation d'équations représentant les phénomènes physiques au plus proche de la réalité.

■ Les modèles empiriques

Les modèles empiriques établissent des relations fonctionnelles entre des variables d'état du système. Ces relations sont empiriques, issues d'analyses statistiques sur des séries historiques. Ils ne fonctionnent que dans les conditions pour lesquelles ils ont été construits, mais ne demandent en général que peu de données en entrée.

Une cartographie des risques de pollution est un exemple d'approche qualitative. Les différents facteurs significatifs du phénomène étudié sont pris en compte. Chaque facteur varie dans une gamme de valeurs réparties en classes, auxquelles est affectée une valeur d'indice ou un caractère (faible, moyen, fort). La comparaison des facteurs entre eux n'est pas faisable telle quelle, d'où l'utilisation de méthodes telles que la somme pondérée (exemple : utilisation de la méthode Drastic ; (Champagne, 1993)) ou l'arbre de décision (exemple : Soyex, 1992 ; in Renault, 1993)).

Cette démarche s'applique bien à la cartographie de la vulnérabilité à partir de facteurs indicés. La représentation obtenue permet une analyse rapide des zones potentiellement à risque. L'inconvénient majeur est la subjectivité résidant dans l'affectation du poids des facteurs et des indices d'intensité, ou dans la hiérarchisation des croisements de facteurs. Une codification précise doit être appliquée avec rigueur par les modélisateurs, surtout lorsque le nombre de facteurs pris en compte est important (Renault, Vedel, 1993).



■ Les modèles physiques ou mécanistes

Ils reproduisent le plus fidèlement possible les phénomènes physiques du processus. Les équations utilisées sont complexes. Ces modèles ne nécessitent pas de calage, mais par contre un grand nombre de paramètres est nécessaire en entrée.

■ Les modèles intermédiaires dits « conceptuels »

Ces modèles tiennent compte des phénomènes physiques, décrits sous forme d'équations algébriques, avec des simplifications pour les phénomènes trop complexes, par la définition de paramètres intermédiaires. Ceux-ci nécessitent parfois des calages en fonction de la région étudiée, à l'aide de tables fournissant les valeurs pour des conditions déterminées.

Les modèles développés actuellement pour les transferts de polluants s'orientent vers des modèles conceptuels du fait de la complexité des phénomènes entrant en jeu et permettent de réaliser des simulations alors que les modèles empiriques sont seulement descriptifs et non prédictifs (Vedel, 1992).

Différents modèles sont actuellement utilisés pour l'analyse de la pollution diffuse :

BURNS	➡	N. (Burns, 1976, in Gaury, 1992)
CREAMS	➡	N, P, pesticides. (Knisel, 1980, in Shirmohammadi, 1994)
VULPEST	➡	pesticides. (Villeneuve et al, 1990 ; in Gauthier, 1993)
EPIC	➡	érosion. (Sharpley, 1990, in Philips, 1993)

L'intérêt d'utiliser un modèle pour évaluer un risque de pollution est multiple.

• L'utilisation à un pas de temps faible permet de prendre en compte les événements pluvieux de

çon assez précise, et donc de rester proche de la réalité.

La possibilité de tester différents scénarios permet de gérer et d'estimer les incertitudes liées à la qualité des données d'entrée, et ainsi de pouvoir donner une crédibilité plus importante à la démarche.

Les différents scénarios testés permettent de simuler les conséquences de l'application de différentes pratiques culturales améliorantes.

La limite principale de l'application de ce type de modèle est le nombre de données important à recueillir pour renseigner tous les paramètres nécessaires à son fonctionnement. Cette contrainte le rend inutilisable sur de grandes zones.

L'utilisation conjointe d'un modèle et d'un SIG permet de tirer partie de leurs avantages respectifs par la complémentarité des deux approches. Le SIG permet de zoner le territoire, de dégager des zones homogènes, où le modèle peut être appliqué, pour ensuite réintroduire les résultats sur l'ensemble de la zone étudiée par le SIG. Le modèle intègre la notion de temps et permet de suivre l'évolution des pratiques sur plusieurs années.

Suite à l'analyse des différentes approches existantes sur le problème de pollution diffuse, et d'après le type de bassin versant étudié, le choix d'une approche à l'aide d'un SIG s'est imposé. L'objectif de définir un diagnostic de risque de pollution transposable à une autre échelle, a orienté l'établissement d'un indice de risque d'après les paramètres liés au milieu et aux pratiques agricoles vers une démarche de type empirique.

Présentation du site et recueil des données

L'étude actuelle se déroule sur un bassin versant expérimental de 575 ha, situé dans le nord-Finistère. Il est drainé par un affluent de l'Elorn, nommé le Kerouallon, et alimente en final la rade de Brest. Il a été retenu pour ses caractéristiques agricoles, et l'absence d'autres activités (industrielles...) sur sa surface. L'étude porte sur les conséquences de l'activité agricole intensive (élevages intensifs) sur le milieu et nécessite de bien connaître celui-ci.

■ *Le milieu*

Les données sur le milieu physique sont recueillies afin de prendre en compte son rôle dans le processus

de fuite des nitrates. Une carte pédologique a été établie sur le bassin versant par le bureau d'étude Alcyon en 1994 selon la méthode des quatre critères (Rivière, 1989). La topographie a été prise en compte à l'aide d'un modèle numérique de terrain (MNT) réalisé au pas de 20 mètres, duquel a été extraite une carte des pentes. L'ensemble du réseau hydrographique (ruisseau, fossés) et le réseau de haies et talus ont été cartographiés. Ces données ont été stockées dans un SIG afin de pouvoir les croiser facilement pour en extraire une information supplémentaire.

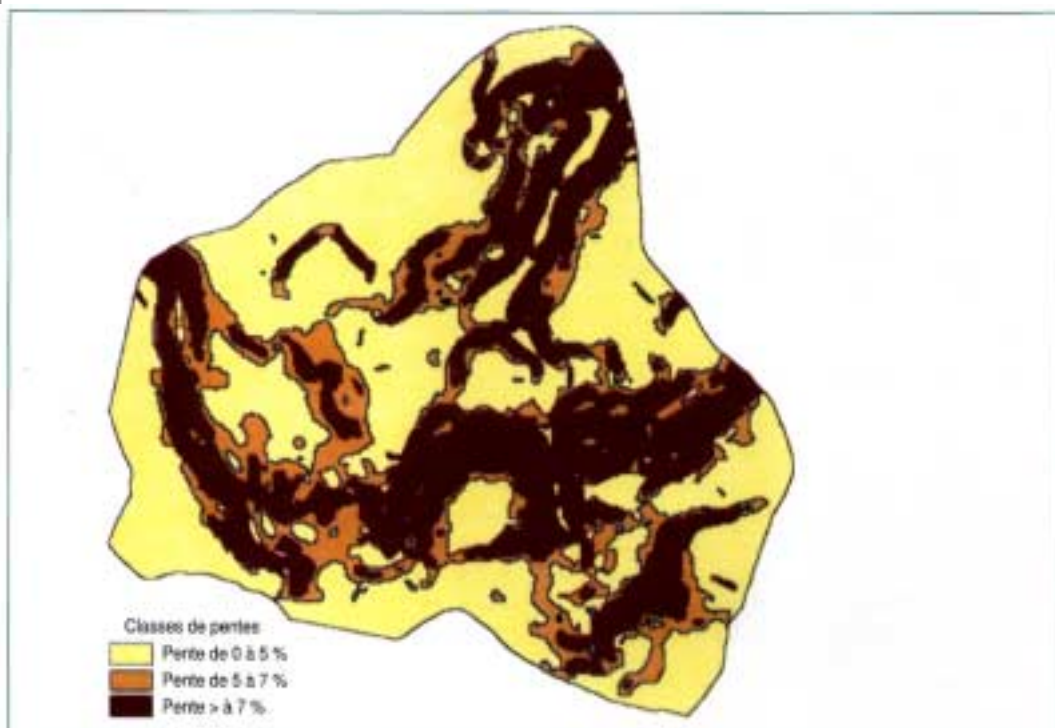
Afin de tenir compte de l'impact des paramètres du milieu sur le risque de fuite de nitrates, il semble intéressant de ramener ces paramètres à l'échelle parcellaire afin de pouvoir les comparer aux autres données recueillies sur le terrain à cette échelle (texture du sol, reliquat azoté, culture...). Le SIG permet de croiser ces cartes de paramètres avec le parcellaire pour y intégrer une nouvelle information.

La topographie est prise en compte en raison du rôle des fortes pentes dans l'entraînement et le ruissellement des éléments lors d'épandage de lisiers ou de fortes pluies. Les classes de pente retenues sont en partie issues du règlement sanitaire départemental du Finistère qui déclare non aptes à l'épandage des déjections animales les zones de pente supérieure à 7 %. Dans l'intervalle de 0 à 7 %, deux classes ont été définies pour prendre en compte des différences sur le terrain entre des zones assez plates, inférieures à 5 % et des zones moyennement pentues entre 5 et 7 % (tableau n°1). Les pentes sont ramenées à l'échelle parcellaire par l'affectation à la parcelle de la classe de pente la plus représentée en surface sur la parcelle. Lors d'une répartition assez équivalente entre deux classes de pente, la classe la plus élevée est retenue, et non la moyenne des deux qui n'a pas de sens dans un objectif d'analyse de risque.

Tableau 1. - Répartition des pentes sur le bassin versant (Voir carte n°1) ▼

	% de la surface totale	% de la SAU
pente de 0 à 5 %	51,3	46,9
pente de 5 à 7 %	17,9	25,2
pente > à 7 %	30,8	27,9

La pédologie intervient pour expliquer le processus de lixiviation des nitrates. Les paramètres recueillis sont : le type de sol (12 classes présentes) (tableau n°2), la profondeur (6 classes), l'hydro-



▲ Figure 1. – Pentés sur le bassin versant du Kerouallon

▼ Figure 2. – Types de sol sur le bassin versant du Kerouallon

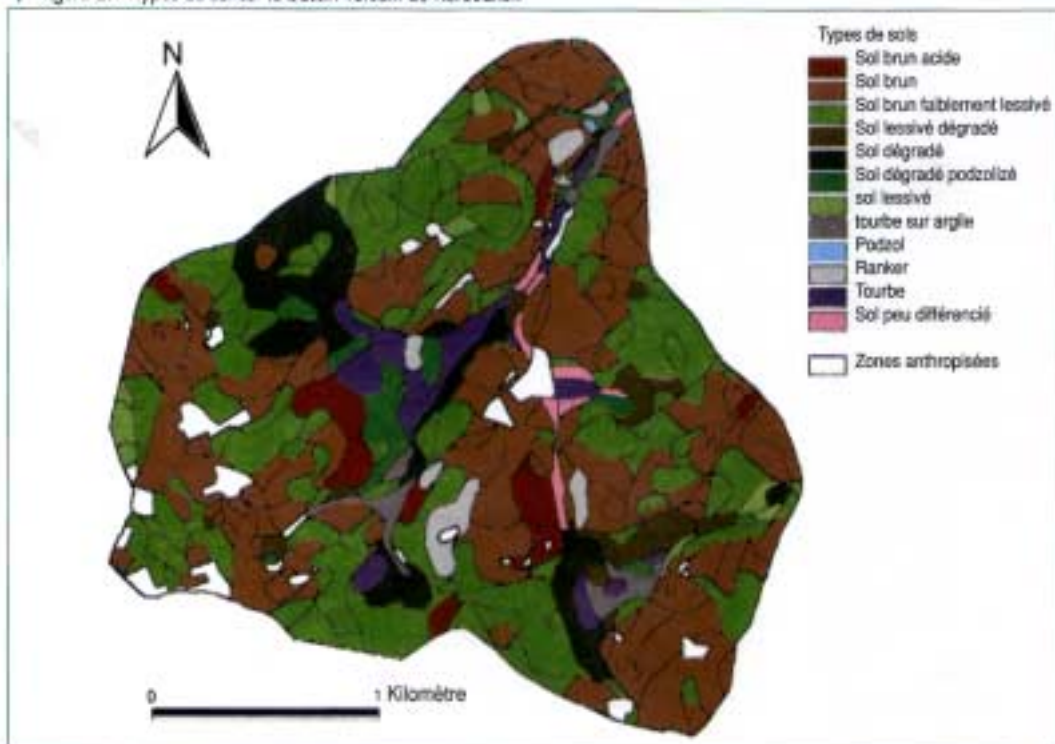


Tableau 2. – Répartition des types de sols, de l'hydromorphie, de la profondeur des sols sur le bassin versant (voir carte n°2) ►

sol	% de surface	hydromorphie	% de surface	profondeur	% de surface
B : brun	37,24	0 : absence	45,06	1 : > 1 m	17,09
A : brun acide	3,48	1 : hyd faible > 80cm	16,12	2 : 80 cm < p < 1 m	32,35
C : brun faiblement acide	32,87	2 : hyd forte > 80 cm	1,00	3 : 60 < p < 80 cm	24,44
L : lessivé	1,80	3 : 40 < hyd faible < 80 cm	7,96	4 : 40 < p < 60 cm	17,10
D : lessivé dégradé	2,75	4 : 40 < hyd forte < 80 cm	3,79	5 : 20 < p < 40cm	3,33
E : dégradé	7,04	5 : hyd faible surface	4,23	6 : < 20 cm	2,04
H : dégradé podzolisé	2,67	6 : hyd forte surface	13,06		
P : podzol	0,00	7 : pseudogley généralisé	5,12		
R : ranker	1,96				
T : tourbe	3,65				
M : tourbe/argile	1,68				
U : peu différencié	1,14				

morphie (8 classes) et le substrat (classes issues de la carte pédologique). Une typologie des parcelles est en cours : l'analyse de tous ces paramètres en fonction de leur importance face au risque de lixiviation permettra de ressortir les plus importants et de classer les parcelles selon le pourcentage de leur surface occupée par ces paramètres.

Dans certains cas, le problème de l'hétérogénéité des parcelles se posera, car plusieurs paramètres représentés par des surfaces assez équivalentes pourront coexister sur une même parcelle. L'idée est d'ajouter un critère d'homogénéité des parcelles afin de prendre en compte cet aspect, tout en restant à l'échelle parcellaire.

Les données climatiques sont introduites pour prendre en compte le paramètre déclencheur de la lixiviation des nitrates. La pluviosité journalière est mesurée sur le bassin versant par des pluviomètres.

■ Les pratiques agricoles

Les pratiques agricoles sont étudiées par des enquêtes auprès des agriculteurs et un suivi de leurs pratiques (voir article N. Turpin). Le but est de connaître les pratiques mises en place sur le bassin versant et d'en apprécier les effets sur le risque de pollution azotée. Si des pratiques à risque sont mises en évidence, il sera proposé des modifications visant à réduire le risque.

L'originalité de l'étude est d'appréhender les pratiques agricoles à l'aide d'un suivi, c'est-à-dire d'un enregistrement des pratiques réelles sur le bassin versant (pesée de remorques, mesure du taux de matière sèche...) afin de connaître le plus finement possible les pratiques. Les résultats du suivi sont comparés à l'enquête chez l'agriculteur, méthode habituellement utilisée pour connaître ses pratiques. La comparai-

son montrera si les données recueillies sont en concordance, et si les résultats d'enquêtes peuvent être validés et avec quelle marge d'erreur. Il est important de connaître le biais introduit par le recueil d'informations à travers des enquêtes car à une échelle plus vaste que 600 ha, c'est la seule méthode utilisable pour la connaissance des pratiques.

L'enquête et le suivi ont été réalisés chez 19 agriculteurs du bassin versant, dont la surface totale exploitée sur le bassin représente 80 % de la SAU du bassin versant. La méthode des prélèvements de sol a été retenue pour déterminer un risque de lessivage des nitrates. Dans le cadre du suivi, une campagne de prélèvements de sol a été effectuée fin septembre à la reprise du drainage, sur l'ensemble des parcelles des agriculteurs participant (243 parcelles). Elle a permis de connaître les reliquats azotés à l'automne ainsi que les caractéristiques physiques des sols (texture) et chimiques (MO, pH, P₂O₅). L'ensemble de ces données permettra d'une part de mieux connaître les sols (potentialité pour telle ou telle culture...) et d'autre part de savoir quelles modifications pourraient être apportées à leur fertilisation dans le cadre de modifications de pratiques.

Les analyses ont été faites sur les trois horizons, avec mesure de NH₄ et NO₃. La somme par parcelle a été calculée, et donne une moyenne de 113 kg/ha de reliquat d'azote pour fin septembre, sur 80 % de la SAU du bassin. Les valeurs s'évaluent de 17 kg/ha à 450 kg/ha, l'écart-type est de 82. Les reliquats présentent une grande variabilité sur le bassin versant, et la moyenne est élevée. La date des prélèvements qui coïncide avec le pic de minéralisation dans les sols explique en partie ces valeurs. L'analyse des pratiques agricoles permettra de mettre à jour les différences entre les parcelles.

Application de l'analyse du risque de pollution azotée sur le bassin versant

Les données recueillies permettent de faire une analyse à l'échelle parcellaire du risque de pollution par les nitrates. Une deuxième étape envisagera le rapport avec l'échelle du bassin versant pour comparer les résultats avec les valeurs de nitrates dans l'eau à l'exutoire.

■ Hypothèse de travail

D'après des études menées sur le lessivage de l'azote dans le Finistère (Simon et Le Corre, 1990), une pluviosité très élevée, induisant des volumes d'eau drainée très importants (environ cinq fois la réserve utile du sol), provoque une perte de nitrates très importante, suite à un « effet chasse ». Dans les conditions climatiques locales, le stock d'azote minéral restant peut donc être considéré comme entièrement lessivé pendant l'hiver (année 94 : 1 600 mm de pluie, année moyenne : 800 à 1 000 mm) et ainsi être pris comme indice de risque.

L'hypothèse de départ considère que le reliquat azoté d'automne est un indice de risque de fuite de nitrates. Il représente la pression polluante, et conduira à une pollution plus ou moins grande selon la sensibilité du milieu. L'hypothèse est basée sur le fait que l'azote présent dans le profil à l'automne peut migrer durant la période hivernale, à partir de la reprise du drainage, sous certaines conditions et constitue donc un risque de pollution. Mais selon les conditions climatiques après la date de prélèvement, une part de l'azote pourra être immobilisée, et donc diminuer le stock potentiellement lessivable, ou à l'inverse, une minéralisation de l'azote organique du sol pourra augmenter ce stock. Ces différentes possibilités seront prises en compte par la comparaison des profils de fin septembre à ceux réalisés régulièrement, tous les 15 jours, sur 19 parcelles test du bassin versant. Ils permettront de réajuster les valeurs des reliquats à l'automne qui ne représentent qu'une mesure à un instant d'un stock qui évolue dans le temps.

■ Recherche des paramètres explicatifs

Cette hypothèse étant retenue, l'analyse consiste à déterminer quels sont les paramètres explicatifs du reliquat d'azote. Une analyse de données permet de le comparer aux paramètres liés aux pratiques culturales, pour extraire les paramètres explicatifs. Une première ACP (analyse en composante principale) avec le reliquat azoté, le type de culture pré-

sent, le taux de matière organique du sol, l'azote total du sol, le phosphore total, la texture ne montre pas de corrélation significative entre le reliquat azoté et les autres paramètres. Les interprétations à venir devront prendre en compte d'autres paramètres tels que la fertilisation, les précédents culturaux, lorsque ces données seront disponibles.

Un des objectifs est d'établir à partir des paramètres explicatifs, une typologie des parcelles. Elles seront classées en fonction d'un risque plus ou moins grand à provoquer une fuite de nitrates. Ce classement sera considéré comme une typologie de pression polluante. L'intégration du milieu se fera par la réalisation d'une typologie des parcelles représentant la sensibilité du milieu. Le croisement des facteurs importants, d'après un dire d'expert, face au risque de lessivage permettront de regrouper les parcelles. Cette typologie sera comparée à celle réalisée pour la pression polluante, pour déterminer les parcelles sensibles d'après leurs caractéristiques de milieu, et subissant une forte pression polluante d'après l'activité agricole qui s'y développe. Ces parcelles seront prioritaires pour l'application de modifications de pratiques.

Conclusion

Le choix de la méthode envisagée pour la mise au point d'un diagnostic de risque de pollution sur un bassin versant, et de l'outil informatique nécessaire à sa mise en œuvre a été orienté par les différentes démarches existantes. L'originalité de l'approche réside dans l'idée d'obtenir une représentation la plus précise possible des pratiques agricoles sur le bassin, par la mise en place d'un suivi de ces pratiques. L'analyse des données recueillies permettra d'identifier les paramètres en cause pour les intégrer dans le diagnostic de risque. Cette méthode sera développée dans le but d'en faire un outil d'aide à la décision.

L'application d'un modèle de lessivage de nitrates (CREAMS) est envisagée pour d'une part, relativiser l'hypothèse de départ, et d'autre part, pour effectuer des simulations permettant de tester différentes modifications de pratiques et leurs effets. L'utilisation d'un SIG et d'un modèle permet d'appréhender simultanément les notions d'espace et de temps nécessaires à l'analyse du problème de pollution diffuse.

La poursuite de l'étude au-delà des trois années initialement prévues semble judicieuse afin d'obtenir

suffisamment de données pour faire un diagnostic représentatif d'une année moyenne. De plus l'application et le suivi des modifications de pratiques nécessitent plus d'un an pour en évaluer leurs effets.

Résumé

La mise au point d'une méthode de diagnostic de risque de pollution diffuse sur un bassin versant est envisagée à l'aide d'un SIG et d'un modèle. L'hypothèse de travail considère les profils azotés effectués, à l'automne, sur l'ensemble des parcelles étudiées comme un indice de risque de pollution diffuse. Ils sont le résultat d'une pression polluante causée par les pratiques mises en place et entraînent une pollution d'intensité variable selon la sensibilité du milieu. L'analyse des données recueillies par un suivi des pratiques permet de déterminer les paramètres à prendre en compte dans la création de l'indice de risque à l'échelle parcellaire, puis au bassin versant expérimental.

Mots clés : système d'information géographique, pollution diffuse, analyse de risque, bassin versant, nitrate

Abstract

A method of analysis of non point pollution risks for a watershed unit is developed with a GIS and a model. The basis hypothesis is to consider nitrogenous plot profiles in autumn as the nitrate leaching risk index. They result of the pollutant pressure involved by agricultural practices and they induce a variable intensity pollution according to land sensibility. The parameters which are to be used in the risk index have been determined with a data analysis (follow-up of agricultural practices). The approach is first developed at field scale, and then on the watershed unit.

Key words : geographic information system, non point pollution, risk analysis, watershed, nitrate

Bibliographie

- CHAMPAGNE, L., CHAPUIS, R.P., 1993. Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution des formations aquifères de la MRC de Montcalm selon la méthode DRASTIC. In *Sciences et Techniques de l'eau*, vol 26, n°3, pp. 169-176.
- CLUIS, D., DUPONT, J., 1993. Des technologies informatiques au service d'une gestion intégrée de la ressource en eau à l'échelle du bassin versant. In *Sciences et Techniques de l'eau*, vol 26, n°3, pp. 185-190.
- GAURY, F., 1992. Systèmes de culture et teneurs en nitrate des eaux souterraines. Dynamique passée et actuelle en région de polyculture-élevage sur les périmètres d'un gîte hydrominéral. *Thèse de Sciences Agronomiques*, ENSA Rennes, INRA Mirecourt. 229 p.
- GAUTHIER, E., DUPUIS, P., BANTON, O., VILLENEUVE, J.P., 1993. Utilisation d'un modèle de simulation stochastique et d'un SIG pour l'analyse et la représentation spatiale des risques de contamination des eaux souterraines par les pesticides. In *Sciences et Techniques de l'eau*, vol 26, n°4, pp. 273-282.
- HALLIDAY, S.L., WOLFE, M.L. Assessing Groundwater Pollution Potential from Nitrogen Fertilizer using a GIS. In *Water Resources Bulletin*, vol 27, n°2, pp. 237-245.
- HAMLETT, J.M., MILLER, D.A., DAY, R.L., PETERSON, G.W., BAUMER, G.M., RUSSO, J., 1992. Statewide GIS-based ranking of Watersheds for agricultural Pollution Prevention. In *Journal of Soil and Water Conservation*, vol 47, n°5, pp. 399-404.
- KNISEL, WALTER G., 1980. CREAMS : A Field -Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management System. U.S. Department of Agriculture, *Conservation Research Report* n°26, 640 p.
- PHILIPS, D.L. ; HARDIN, P.D., BENSON, V.W., BAGLIO, J.V., 1993. Nonpoint Source pollution Impacts of Alternative Agricultural Management Practices in Illinois : A Simulation Study. In *Journal of Soil and Water Conservation*, vol 48, n°5, pp. 449-457.
- RENAULT, D., VEDEL, S., 1993. Approche SIG-Modèle appliquée à la cartographie de la pollution diffuse d'origine agricole. *Journée SIG et Modèles*. LCT Montpellier.
- RIVIERE, J.M., 1989. Caractérisation des sols de Bretagne. Méthode tarière. Ensa-Inra, Chambre d'Agriculture de Bretagne. *Journée Régionale « Agronomie »*, Pontivy, nov 1989. 4p.
- SHIRMOHAMMADI, A., MAGETTE, W.L., BEKDASH, F.A., 1994. Environmental evaluation of agricultural practices using modelling and GIS technologies. In XII World Congress on Agricultural Engineering. Milano, august 29 - September 1, 1994. *International Commission of Agricultural Engineering. Proceedings*, Volume 1, pp. 68-78.
- SIMON, J.C., LE CORRE, L., 1990. Pertes d'azote par lessivage sous cultures annuelles. In *A la pointe de l'élevage*, Spécial fourrages et nitrates, nov 90, pp. 17-21.
- SIVERTUN, A., REINELT, L.F., CASTENSSON, R., 1988. A GIS Method to aid in Nonpoint Source Critical Area Analysis. In *International Journal of Geographic Information System*, vol 2, n°4, pp. 365-378.
- VEDEL, S., 1992. Spatialisation du transfert de nitrates sous irrigation, cas de la plaine alluviale de Mauguio-Lunel. Couplage Système d'Information Géographique - Modèle de transfert de polluants : réalisation d'une maquette. ENGREF - L3E 42p.