

Les impacts de l'agriculture sur les ressources en eau et les voies de transfert par l'eau dans l'environnement

Géza JOLANKAI

Les impacts des pratiques agricoles sur l'environnement sont étroitement et presque exclusivement liés aux eaux de surface et souterraines ou à l'eau associée aux mécanismes de transport et de transformation qui régissent le devenir des contaminants de l'environnement. Ces pratiques (incluant la gestion des eaux) sont par principe susceptibles d'altérer les processus du cycle hydrologique, d'où découlent leurs impacts sur les ressources en terre et en eau absolument nécessaires à la survie de l'humanité. Cependant, les agriculteurs font observer que la détérioration qualitative de ces ressources -en particulier celles des eaux de surface et souterraines- est souvent dûe aux effets d'autres activités humaines, par exemple aux pollutions en provenance des sites urbains et industriels. Tout en admettant que les impacts de ces autres activités soient tout à fait significatifs et aient même un caractère dominant en certaines situations, les effets à grande échelle affectant les couches superficielles du sol et les ressources en eau sont à mettre en priorité au compte

G. JOLANKAI

des activités agricoles, dans les régions à pratiques intensives avec des problèmes de qualité liés à l'emploi de certaines substances. L'extension territoriale des activités agricoles, comparées aux autres activités humaines, est telle que leurs impacts prédominent tout au moins dans les phénomènes suivants :

- **érosion et dégradation des propriétés du sol**
- **contamination des ressources en eau des aquifères peu profonds par les nitrates.**
- **eutrophisation des milieux aquatiques stagnants**

L'effort consenti pour nourrir la population toujours croissante de la planète, est encore loin d'être pleinement satisfaisant, aussi l'on peut prédire avec certitude le nécessaire développement des terres agricoles (augmentation des surfaces cultivées) et des activités associées (intensification des pratiques). On doit donc s'attendre à une extension des impacts de l'agriculture à la fois sur la géosphère et l'aquasphère. Les chances qu'a l'homme de pouvoir maîtriser (limiter ou même réduire) ces impacts ne sont pas très grandes, en raison du trop peu d'attention et de moyens consacrés à la protection de l'environnement. Ceci peut se comprendre lorsque, aujourd'hui encore dans la plus grande partie du monde, les objectifs du développement de l'agriculture visent la simple survie de populations entières en évitant la famine. C'est beaucoup moins acceptable de la part des pays développés de l'hémisphère nord où la production alimentaire excède déjà la demande. Si, dans ces régions, le souci de protection de l'environnement est fortement affiché -trop même sur le papier- les ressources affectées à la recherche, à la planification et à la mise en oeuvre de stratégies y sont habituellement insuffisantes. En dépit d'efforts accrus consacrés à l'analyse du problème et à la définition de moyens permettant de le maîtriser, des lacunes de connaissances embarrassantes subsistent notamment sur les relations causes-effets en matière d'atteintes à l'environnement. Ainsi :

- la connaissance de l'état de l'environnement terrestre et aquatique potentiellement affecté par l'agriculture est insuffisante, sauf là où existe un système adéquat de surveillance du sol, du sous-sol et des eaux.

- les sources diffuses de polluants associés à l'agriculture sont mal identifiées lorsqu'il s'agit de déterminer leur contribution -c'est-à-dire leur responsabilité- dans un bilan global. Le mot clé est ici **responsabilité** : en l'absence d'identification indiscutable, toute action contraignante sera inévitablement différée.

- les processus qui commandent le devenir (transport et transformation) des polluants, depuis leur émission jusqu'à leur ultime réceptacle dans l'environnement, sont difficilement qualifiables et encore moins quantifiables, aux grandes échelles spatiales et temporelles s'appliquant à l'agriculture.

- l'effet de stratégies connues, visant la maîtrise des impacts de l'agriculture sur l'environnement, ne peut être prédit avec vraisemblance, spécialement lorsqu'il s'agit des systèmes sol-eau de grande extension.

- l'appareil juridique et administratif de contrôle des sources agricoles de pollution non ponctuelle fait défaut ou est inadapté, en raison de l'incapacité de départager les responsabilités de ces sources, cette incapacité résultant du défaut de compréhension des mécanismes de transport et de transformation des polluants en question.

On notera enfin que les objectifs de gestion de l'eau au bénéfice de l'agriculture et ceux de la protection de l'environnement sont identiques ou très voisins en ce qu'ils visent à prévenir les pertes de terre, l'exportation de substances nutritives et des produits chimiques répandus, et à conserver une humidité du sol convenant à la croissance des récoltes.

Si l'on dispose de connaissances suffisantes sur l'état de l'environnement agricole, sur les sources et processus de pollution, des stratégies de contrôle du milieu -s'appliquant d'abord aux pratiques de gestion des eaux- peuvent être adaptées, satisfaisant à la fois les exigences de la production alimentaire et celles de la protection de l'environnement.

Toutefois un long chemin reste à parcourir pour que l'accord de ces deux objectifs atteigne un stade à partir duquel une solide information scientifique, l'attribution de ressources et des structures juridico-administratives appropriées autorisent une maîtrise adéquate à la fois des pratiques agricoles et de la protection de l'environnement. Deux raisons fondamentales soulignent l'urgence de cet accord :

- les dommages portés aux ressources en sol et en eau par l'agriculture sont fréquemment irrémédiables et les processus en sont irréversibles, tels que la perte de couches fertiles du sol ou la pollution des aquifères par les nitrates.

G. JOLANKAI

- même si les processus étaient réversibles, la situation serait analogue à celle du monde financier : plus importante est notre dette envers l'environnement et moins nous avons de chances d'être toujours en mesure de la rembourser. Si l'on ne dépense pas un dollar aujourd'hui pour prévenir des atteintes à l'environnement, il faudra plus tard en dépenser beaucoup plus pour remédier aux dommages causés ou pour mettre en oeuvre des ressources de substitution si cela constitue tant soit peu une solution.

Donc si l'on se refuse à comprendre très rapidement que la gestion de l'environnement -incluant la gestion agricole de l'eau et du sol- n'est pas affaire de spéculations théoriques mais constitue un objectif essentiel de tout projet de développement, nécessitant en conséquence un très important soutien financier et une organisation solidement charpentée, que ce soit avant ou après 2000 la société devra s'accomoder d'une dégradation probablement très aigüe, de la qualité de la vie.

Les impacts environnementaux des pratiques agricoles associées à l'eau appartiennent aux trois catégories principales :

- pertes de sol dues à l'érosion par les eaux avec dépôt de sédiments en d'autres lieux : l'érosion et le transport de sédiments constituent aussi les principaux mécanismes de transfert de polluants de grande importance, nutriments et pesticides.

- contamination des ressources en eau par le ruissellement superficiel, l'infiltration et le transport des sédiments.

- modification des propriétés physiques, chimiques et biologiques des couches superficielles des sols.

Trois problèmes majeurs ont été choisis pour une discussion plus approfondie de cet impact :

l'érosion des terres agricoles

la contamination des eaux souterraines par les nitrates

l'eutrophisation des milieux aquatiques stagnants.

1 - L'EROSION DES TERRES AGRICOLES

1.1 Introduction

L'érosion par l'eau, c'est-à-dire l'arrachement et le transport de particules de sol et des substances associées, constitue peut-être l'impact de l'agriculture le plus préjudiciable à l'environnement continental, car il en résulte :

- une perte de fertilité du sol, due à l'entraînement par l'eau de la matière organique et des substances nutritives pour la végétation,
- des dépôts de limons sur les terres, dans le lit des cours d'eau, les champs d'inondation et les réservoirs,
- une détérioration de la qualité de l'eau.

Le tableau mondial de l'érosion hydrique des terres agricoles est tout à fait inquiétant. En URSS, les sols susceptibles d'érosion représentent au moins 120 millions d'hectares, soit environ la moitié des terres productives du pays. Aux U.S.A., environ le tiers de la couche superficielle du sol a déjà été emportée et la productivité naturelle des terres a diminué de 10 à 15%. Bien que l'information relative aux pays en voie de développement soit fragmentaire, il n'y a aucune raison de penser que la situation y est ou sera meilleure.

Même si les évaluations faites à l'échelle mondiale et par grandes zones géographiques ne fournissent que des ordres de grandeur du phénomène, leur comparaison est instructive et l'on retiendra que :

- l'érosion actuelle du sol à l'échelle mondiale est 5 fois plus élevée que celle de la période précédant le développement de l'agriculture intensive.

- les principales réserves des terres cultivables se trouvent dans les zones subtropicales et tropicales où l'on peut s'attendre à une augmentation considérable de l'érosion

- la plus forte augmentation de l'érosion à l'heure actuelle se situe dans les régions humides.

1.2 Les causes agricoles de l'érosion par les eaux

L'érosion ou la production de sédiments par les pratiques agricoles est fréquemment dénommée «érosion en nappe», ce qui ne signifie pas que l'érosion s'opère nécessairement sous l'effet d'un ruissellement en nappe : elle se produit plutôt en petites rigoles ou par ravinement. Sa cause évidente est l'exposition du sol nu à l'action de l'eau dans des conditions favorables telles que :

- l'exploitation de terrains en longue pente sans création de terrasses ou de collecteurs d'écoulement ;
- les rangées de cultures disposées suivant la ligne de plus grande pente des versants à forte déclivité ;
- le labour suivant les courbes de niveau qui, effectué sans précaution, peut aussi accélérer le phénomène d'érosion par suite de ruptures de retenue de l'eau dans les sillons ;
- l'état de sol nu qui suit l'ensemencement ;
- l'état de sol nu entre la moisson et l'établissement d'une nouvelle couverture végétale ;
- le ruissellement intensif en provenance de l'amont qui ravine les rangées de cultures en pente ;
- les cultures intensives au voisinage des cours d'eau ;
- le mauvais état des récoltes sur pied ;
- l'emplacement défectueux des voies d'accès aux parcelles agricoles : des chemins de terre suivant les lignes de plus grande pente seront profondément ravinés tandis qu'en fond de vallée ils seront rendus impraticables par les dépôts de boues.

En résumé, l'érosion des terres agricoles résulte principalement de l'exposition du sol nu à l'énergie d'impact des gouttes de pluie et à l'action du ruissellement en nappe ou en micro-canaux. Plus accentuée est la pente, plus fines et moins cohésives sont les particules du sol, et plus vulnérables à l'érosion sont les sols nus ainsi exposés. La maîtrise des écoulements d'orages ou de fontes des neiges par une gestion de l'eau adaptée aux terres agricoles peut transformer de manière radicale le taux d'exportation de sédiments.

1.3 Mécanismes et quantification du phénomène

L'arrachement, le transport, le dépôt, la reprise de particules du sol à

l'intérieur d'une parcelle dépendent de nombreux mécanismes et facteurs, parmi lesquels :

- l'énergie d'impact des gouttes de pluie, fonction de leur taille et de leur vitesse,
- la quantité et l'intensité de la précipitation,
- la taille et la forme des particules de sol,
- la cohésion géochimique du sol
- la couverture neigeuse, les conditions du dégel et de la fonte,
- la hauteur et la vitesse du ruissellement superficiel et de l'écoulement dans les micro-rigoles en fonction de la pente, de la rugosité de surface et de la couverture végétale du sol.
- les longueurs de pentes uniformes des versants
- les dimensions et la répartition spatiale des dépressions et accidents du sol.

Tous ces facteurs évoluent en fonction de l'espace et du temps et certains sous l'action de l'homme. Cependant si la seule façon de quantifier l'érosion consiste à mesurer les exportations de sédiments à l'exutoire du bassin auquel on s'intéresse les données de débit solide disponibles en beaucoup de stations de mesure sur les cours d'eau importants permettent d'étudier les caractéristiques de répartition de leur charge solide mais ne fournissent que peu d'information sur les pertes par érosion des parcelles cultivées. Par ailleurs, la fiabilité des informations recueillies à l'échelle de l'exploitation agricole ou de la parcelle est limitée en raison des difficultés de mesure de l'exportation de sédiments produits par une averse particulière sur de tels sites. Les dispositifs expérimentaux et les équipements nécessaires sont assez sophistiqués et coûteux à mettre en oeuvre pour recueillir le ruissellement et les sédiments en provenance d'une aire donnée. La méthode, qui consiste à établir des pièges à sédiments -bassins ou réservoirs de sédimentation- pour mesurer la perte de sol intégrée sur une période de temps, requiert aussi des coûts importants d'investissement et d'exploitation. Dans ces conditions, il demeure nécessaire d'estimer les pertes dues à l'érosion sans disposer de mesures directes. Les évaluations tirées de la littérature spécialisée présentent des écarts couvrant plusieurs ordres de grandeur (**tableau 1**) La raison de cette dispersion - en plus de celle due aux conditions locales naturelles ou modifiées par l'homme - réside dans les différences de taille des aires considérées. L'exportation de sédiments est inversement proportionnelle à la densité du réseau de drainage ou à l'aire drainée. Ce phénomène, dit «processus d'exportation», est caractérisé par un taux qui, par définition,

G. JOLANKAI

représente la proportion de sédiments érodés qui atteint l'exutoire du bassin étudié (figure 1). A la lumière de ce concept d'exportation, on peut tirer quelques conclusions générales des valeurs publiées relatives à diverses classes de bassin :

- Les pertes de sol par érosion dans les petites parcelles expérimentales sur sol nu, présentant des pentes significatives, peuvent atteindre plusieurs dizaines de milliers de tonnes par km² et par an sous l'effet de précipitations importantes.

description des zones considérées	taux d'érosion (tonnes par km ² et par an)	références
Bassin versant à dominante agricole	6 - 4200	Jolankai (1983)
Grands bassins versants	1 - 24	
Zones agricoles (gamme caractéristique)	1000 - 4000	Novotny and Chesters (1982)
Zones cultivées des bassins hydrographiques aux Etats-Unis	1500 - 8000	cité par Golubev (1980)
Petits bassins alpins	500	} Meybeck cité par Golterman (1977)
Bassins de taille moyenne en Europe	200	
Grands bassins en Europe	140	
Bassin du lac Balaton (Hongrie) :		
- petites parcelles expérimentales	2000 - 20.000	} Jolankai (1985)
- bassins de quelques centaines de km ²	50 - 3000	
- bassin versant du Zala	5	

Tableau 1
Taux d'érosion tirés de l'analyse des publications

- L'exportation des produits d'érosion de grands bassins versants à pentes modérées se situera dans la gamme de 1 à 10 tonnes par km² et par an.

- Pour les bassins de 100 à 1.000 km², l'exportation peut varier entre ces deux extrêmes (donc sur près de trois ordres de grandeur) en fonction de nombreux paramètres et à l'intérieur d'une gamme de valeurs vraisemblables comprise entre 50 et 5.000 tonnes par km² et par an.

Donc, en l'absence de mesures directes, l'estimation des pertes par érosion devra s'appuyer sur l'information disponible relative aux caractéristiques de la pluie et des sols, à la topographie, aux cultures, etc... La méthode encore la plus largement utilisée est l'Equation Universelle des Pertes en Sol (E.U.P.S.) mise au point au milieu des années 50 :

$$A = R K L S C P$$

où :

- A est la quantité de sol perdue par unité d'aire pendant l'unité de temps, exprimée par exemple en tonnes par km² et par an
- R est le facteur de pluie représentant le potentiel d'érosion des averses auxquelles on peut s'attendre sur un site donné
- K est le facteur d'érodibilité relative du sol
- L est le facteur de longueur de pente, S est le facteur d'escarpement de la pente
- C est le facteur de couverture végétale et d'utilisation du sol
- P est le facteur de pratiques de protection pour la conservation du sol

Les valeurs des facteurs qui interviennent dans l'U.E.P.S. déterminées pour diverses régions du monde à partir de données climatiques, météorologiques, hydrologiques, géographiques, pédologiques ainsi que des résultats d'études spécifiques effectuées sur le terrain, sont tabulées, cartographiées ou présentées sous forme de monogrammes.

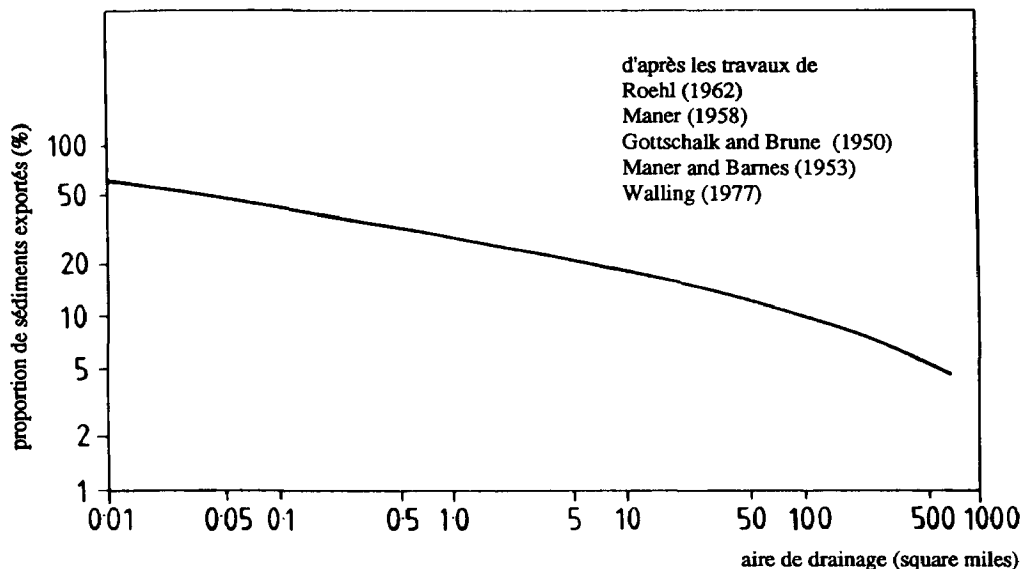


Figure 1

Relation générale entre aire de drainage et proportion de sédiments exportés basée sur des études américaines

G. JOLANKAI

Des modèles de calcul sont également proposés pour déterminer les diverses composantes du processus d'érosion en nappe, telles que l'arrachement par la pluie et par le ruissellement, le dépôt des sédiments, l'affouillement, etc... Toutefois, plus le modèle est sophistiqué, moins l'on a de chances de pouvoir déterminer les valeurs de ses nombreux paramètres d'ajustement. Les meilleures estimations de perte en sol sont fournies par l'E.U.P.S. et ses versions dérivées mais seulement pour les pays où les tableaux, cartes et nomogrammes correspondants ont été adaptés à partir de données locales.

1.4 Les stratégies de maîtrise de l'érosion

Une abondante littérature traite des techniques proposées pour maîtriser l'érosion et les transports de sédiments. Celles qui concernent les pratiques agricoles peuvent être groupées en :

a) Méthodes visant à réduire les pertes en sol des parcelles cultivées par :

- l'amélioration des propriétés de rétention en eau du sol obtenue en réduisant les longueurs de pentes et leur escarpement par l'aménagement de terrasses, par des cultures disposées suivant les courbes de niveau, par l'adoucissement des pentes, et/ou en favorisant l'infiltration au moyen de labours de protection et de techniques culturales adaptées, par le tracé de faux-bords suivant les lignes de niveau avec des techniques de culture assorties ;

- la mise en place d'une couverture végétale protectrice grâce aux récoltes d'hiver, à des assolements herbacés, à des techniques culturales évitant le labour ;

- la prévention du détachement des particules de sols par la mise en place de paillis de protection ou la stabilisation chimique du sol.

b) Méthodes visant à limiter l'exportation des sédiments au moyen de bandes de végétation formant obstacle, de fosses à sédiments, par le tracé de rigoles gazonnées et la mise en place de seuils à l'exutoire des versants, par barrages d'arrêt, par la protection des berges et lits des cours d'eau avec des gabions, etc.

c) Méthodes qui détournent l'eau des endroits vulnérables à l'érosion au moyen de canaux de dérivation temporaire ou permanente, captage par drains, etc...

Certaines méthodes, telles que les bandes cultivées suivant les lignes de niveau, sont très efficaces et, correctement appliquées, elles peuvent réduire de 80 à 90% l'exportation des sédiments.

Il importe toutefois de souligner que la maîtrise de l'érosion implique de très fortes dépenses assorties parfois de baisses de revenus dues à une réduction des récoltes (par exemple dans le cas d'assolement herbacé). Une contribution financière devra être demandée à tous les bénéficiaires de la maîtrise de l'érosion car l'agriculture, à elle seule, ne peut supporter la totalité des coûts de mise en oeuvre des stratégies de lutte antiérosive.

2 - LA CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES NITRATES

2.1 La situation présente et son évolution

Dans les régions agricoles à forte densité de population, la pollution des ressources en eau souterraine par les nitrates est sans doute l'un des problèmes les plus graves de l'environnement continental et, en tout cas, celui dont l'extension est la plus large. La plupart des aquifères peu profonds ou des nappes phréatiques de l'Europe sont plus ou moins contaminés et le phénomène présente une tendance marquée à l'augmentation sans qu'apparaissent des signes d'une relative stabilisation. Toutefois la «bombe à retardement» des nitrates en est encore au stade du «tic-tac» puisque, dans beaucoup de régions, la progression en profondeur des fronts de nitrate, déclenchée par l'accroissement catastrophique des taux d'utilisation d'engrais au cours des années 60 et 70, n'a pas encore atteint les aquifères.

La présence de nitrate à forte concentration dans l'eau de boisson provoque chez les enfants une maladie grave, la méthémoglobinémie. Or les ressources en eau des aquifères peu profonds sont la principale source d'eau de boisson de nombreuses régions d'Europe. Des moyens d'élimination des nitrates de l'eau distribuée, efficaces et économiques, restent encore à trouver alors qu'il n'existe aucune voie permettant de dépolluer les aquifères déjà contaminés ou d'arrêter la progression des fronts de nitrates. Si l'on ajoute que la capacité naturelle d'autoépuration de certains aquifères souterrains par la présence d'agents réducteurs, qui ont pu jusqu'ici empêcher efficacement leur contamination, est en voie

G. JOLANKAI

d'épuisement puisque les quantités de ces réducteurs représentent un donné non renouvelable, le tout explique la gravité du problème posé par la «bombe à retardement» des nitrates.

Cette gravité justifie la présentation d'une synthèse décrivant la situation actuelle, les relations causes-effets et les stratégies proposées ou appliquées pour tenter de maîtriser le phénomène, synthèse tirée des travaux d'un séminaire consacré à la contamination des ressources en eaux souterraines, tenu à Budapest en novembre 1985.

La situation actuelle et les tendances à l'évolution du problème des nitrates en Europe, considérée comme représentative des autres régions agricoles à population dense dans le monde, peuvent être caractérisées comme suit :

a) la pollution des eaux des nappes libres ou phréatiques par les nitrates affecte gravement tous les pays d'Europe,

b) à quelques exceptions près, les aquifères plus profonds (nappes captives) ne sont pas encore pollués mais des signes avant coureurs apparaissent.

c) un nombre significatif de forages en exploitation pour la fourniture d'eau de boisson et des piézomètres d'observation des nappes accuse des concentrations dépassant déjà le niveau maximal admissible fixé par la C.E.E., soit 50 mg de NO_3 par litre. Bien que très variable d'une région à l'autre et de pays à pays, un ordre de grandeur valable pour l'ensemble de l'Europe serait de 5 à 15% du nombre total des puits.

d) La forte tendance à l'accroissement des concentrations de nitrate dans les puits s'est traduite par un doublement ou un triplement de ces concentrations au cours des dernières décennies. Cet accroissement, dans tous les pays, est de l'ordre de 2 à 8 mg de nitrate NO_3 par litre et par an. Aucun signe de stabilisation n'apparaît habituellement.

2.2 Les sources de la pollution des eaux souterraines par les nitrates.

Parmi tous les secteurs de l'économie mis en cause, il apparaît scientifique-

ment établi que l'agriculture a été la principale responsable de l'accroissement des concentrations de nitrate dans les eaux souterraines avec les facteurs suivants :

- **l'accroissement de l'utilisation des engrais** au cours des 25 ou 30 dernières années, répandus en excès de la demande et en dehors des périodes favorables où les cultures les auraient utilisés de façon optimale. La récupération maximale de l'azote des engrais par les plantes se situe entre 70 et 80% mais les taux habituels sont beaucoup plus faibles. Il en résulte l'accumulation dans le sol d'un potentiel d'azote disponible pour l'infiltration.

- **l'épandage du fumier et des déjections animales** dans les régions où le déséquilibre entre la production animale et la disponibilité de terres pour l'épandage oriente cette opération vers l'épandage de déchets plutôt qu'à des fins de fertilisation rationnelle. Il est à noter toutefois que, épandus en quantité convenable et en périodes favorables, le fumier et les autres matières organiques valorisent l'utilisation des engrais minéraux.

- **le labourage des prairies** favorise les processus de transformation de l'azote organique en nitrate soluble par microbes aérobies. Ce labourage, en incorporant des matières végétales au sol, favorise aussi leur éventuelle conversion en azote inorganique. On rencontre fréquemment des teneurs en nitrate dépassant 200 mg par litre dans les eaux souterraines sous des prairies fraîchement labourées.

- **la terre maintenue en repos en automne et en hiver permet** au nitrate libéré après labourage des résidus de la récolte précédente de disparaître par infiltration avant de pouvoir être utilisé au printemps suivant.

- **le drainage par fossés en surface ou par drains enterrés** peut accroître la disponibilité en oxygène et, par conséquent, réduire la dénitrification au bénéfice de la nitrification. Il peut également augmenter le taux de nitrate infiltré par le simple fait qu'il permet à une plus grande quantité d'eau de s'écouler de la couche arable.

- **l'excès d'irrigation** sans bénéfice pour la végétation occasionne un passage plus rapide de l'eau en dessous de la zone des racines, augmentant ainsi les risques d'entraînement des nitrates.

Une autre source de contamination nitrée des eaux souterraines réside dans les **eaux d'égouts, les dépôts de déchets solides et l'épandage des eaux usées,**

G. JOLANKAI

particulièrement en milieu rural dépourvu de système de tout à l'égout. Ces sources de pollution par les nitrates sont généralement considérées comme peu significatives en dehors de situations locales particulières.

Il existe enfin deux autres facteurs d'apports de nitrates mettant en cause l'action de l'homme :

. la fixation biologique de l'azote de l'air par les bactéries du sol est affectée par la croissance des récoltes. Ainsi la symbiose bactérienne associée à la culture des légumineuses peut dans certains cas apporter une contribution atteignant 500 kg d'azote par hectare et par an.

. le dépôt d'azote par voie atmosphérique, très variable suivant les régions, peut être élevé au voisinage d'industries ou d'élevages de bétail à grande échelle. Le transport à longue distance de polluants de l'air peut aussi affecter ce dépôt de façon significative.

Au terme de cet examen, un problème de fond reste posé : pour une situation donnée de contamination par les nitrates, il est généralement difficile, sinon impossible, de déterminer quantitativement la contribution des différentes sources de pollution et d'identifier les facteurs influents, leur degré de dépendance des activités humaines et par suite d'assurer leur contrôle.

2.3 Les mécanismes de transport et de transformation

Les processus de transport et de transformation sont étroitement liés : le dernier détermine en grande partie la quantité d'azote mobilisable pour le transport.

2.3.1 transport des nitrates

Dans le système eau-sol-plante, les voies de transport préférentielles des nitrates sont le ruissellement de surface et l'infiltration.

Le ruissellement de surface véhicule l'azote sous ses formes solide et dissoute vers des milieux aquatiques récepteurs. Les principaux facteurs dont dépend le

phénomène sont :

- la pluie et son intensité (ainsi que la fonte du manteau neigeux)
- la pente du sol et la longueur des pentes, la distance au cours d'eau
- la couverture végétale
- les propriétés physicochimiques du sol
- la quantité d'azote mobilisable à la surface ou près de la surface du sol

Dans les régions tempérées, le ruissellement se produit principalement en automne, en hiver et au début du printemps. Toutes autres conditions étant égales, l'azote résiduel ou répandu sur les terres en repos, dépourvues de culture d'hiver, définira l'importance du transport. On cite des exportations d'azote par le ruissellement atteignant 170 kg d'azote par hectare et par an, mais les valeurs caractéristiques pour les bassins versants agricoles sont généralement comprises entre 10 et 40 kg.

L'infiltration concerne les seules formes solubles de l'azote, principalement les nitrates. Puisque la quantité d'azote présente dans les couches supérieures du sol dépasse d'un ordre de grandeur la somme de tous les apports, c'est la quantité de nitrate mobilisable dans le sol qui - en plus des mouvements de l'eau - détermine l'importance du transport en profondeur. Ceci signifie que les processus de minéralisation de l'azote organique auront un effet très significatif sur les pertes par infiltration, effet qui peut facilement dépasser la part attribuable à l'apport d'azote par les engrais. Ceci explique aussi les importantes variations des taux de pertes par infiltration constatés lorsque, en apparence, les mêmes conditions de culture, d'eau et de fertilisation sont réunies. Les pertes par infiltration peuvent atteindre 150 kg d'azote par hectare et par an mais elles se situent en moyenne dans une gamme de 30 à 50 kg.

Le mouvement descendant du front de nitrate dans la zone non saturée dépend de nombreux facteurs parmi lesquels l'écoulement de filtration et le niveau d'oxygénation des eaux, la présence ou l'absence d'agents réducteurs. L'infiltration des eaux dépend à son tour de la perméabilité et de la fissuration des couches traversées et bien évidemment du régime de recharge à partir de la surface. **Dans le cas d'un mouvement à dominante intergranulaire, la vitesse caractéristique moyenne de descente sera de l'ordre du mètre par an.** Ainsi, dans de nombreux cas, les fronts d'avancée les plus riches en nitrate n'ont pas encore atteint l'aquifère et les niveaux de contamination constatés reflètent seulement les

épandages d'engrais opérés il y a longtemps. **En conséquence on doit généralement s'attendre à de nouveaux accroissements des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines.**

2.3.2 processus de transformation de l'azote du sol (figure 2)

Divers autres processus interviennent dans le bilan de l'azote du sol :

- **la dénitrification** : le nitrate est décomposé par certains micro organismes qui produisent de l'azote élémentaire et de l'oxyde nitreux rejetés dans l'atmosphère. L'importance de ces rejets d'azote dépend de la concentration en nitrates, du carbone disponible, du contenu en matières ferreuses et de l'humidité du sol. Ces pertes par dénitrification se situent entre 10 et 30 kg d'azote par hectare et par an.

- **la volatilisation** : après minéralisation de la matière organique, une partie du gaz ammoniac formé se perd dans l'air. Il en va de même avec les engrais ammoniacaux organiques : une part importante du contenu ammoniacal du fumier répandu est ainsi volatilisée. Les valeurs caractéristiques de ces pertes varient de 3 à 10 Kg d'azote par hectare et par an.

- **l'absorption par les plantes** : cette absorption d'azote varie en fonction de nombreux paramètres parmi lesquels la disponibilité d'eau et de nitrates ainsi que l'espèce végétale elle-même. Le taux d'utilisation d'engrais affecte aussi cette absorption mais ne la détermine pas totalement. On admet généralement qu'avec les pratiques actuelles 40 à 60% de l'azote des engrais se retrouve dans les récoltes et l'on dépasse 80% dans le cas des prairies. L'absorption provenant du stock d'azote du sol peut varier entre 10 et 30 kg d'azote par hectare et par an.

Tout ceci signifie qu'environ 50% de l'azote des engrais reste disponible dans le système eau-sol pour :

- l'exportation par écoulement de surface
- l'infiltration vers les eaux souterraines
- la dénitrification
- le renforcement du stock d'azote du sol et son immobilisation. Toutefois cet accroissement de stockage ne serait pas significatif dans un «système sain» où l'excès d'azote immobilisé sera éliminé par minéralisation dans une série de cycles de transformation.

Les processus de transformation considérés ici sont ceux qui transforment le stock d'azote organique du sol en nitrate et vice versa :

- **Minéralisation et nitrification** : une partie du stock d'azote organique du sol est transformée par les microorganismes, d'abord en ammoniacale, laquelle sous conditions aérobies est nitrifiée en nitrite puis en nitrate comme produit final. La vitesse de formation des nitrates dépend de nombreux paramètres dont les plus importants sont la température, la disponibilité de carbone et d'oxygène, et l'humidité. On notera que la présence d'agents réducteurs peut inhiber la nitrification. Avec des niveaux élevés d'azote et d'oxygène, la formation des nitrates atteindrait des valeurs caractéristiques comprises en 40 et 120 kg d'azote par hectare et par an.

- **L'immobilisation** temporaire de l'azote non organique sous forme de composés organiques par l'action de microorganismes.

- **La décomposition de résidus végétaux** enfouis sous l'action des microorganismes du sol, contribue à renouveler le stock d'azote organique du sol.

On notera pour conclure que les vitesses des mécanismes de transport et de transformation varient à la fois dans le temps et l'espace et en fonction d'un grand nombre de facteurs : sans expérimentation sur le terrain, ces processus ne peuvent être évalués quantitativement.

2.4 Quantification et élaboration de modèles

Le problème de cette évaluation demeure même si l'on dispose de modèles de complexité très diverse, depuis les simples bilans de masse jusqu'à des modèles dynamiques bi ou tridimensionnels dont la capacité de simulation dépend de la disponibilité de données adéquates pour leur mise en oeuvre. Une conclusion d'ordre général s'impose ici : les modèles à multiples paramètres qui représentent les processus physiques, chimiques et biologiques du système eau-sol-plante n'ont qu'un intérêt limité aux études lysimétriques. Leur utilisation dans les conditions de terrain s'avère hasardeuse voire impossible du fait que les données nécessaires à leur mise en oeuvre ne peuvent être rassemblées, certains de ces modèles fonctionnant avec 30 ou 40 paramètres ou coefficients à ajuster ! Une solution raisonnable consisterait à élaborer des modèles utilisables prenant en compte les seuls

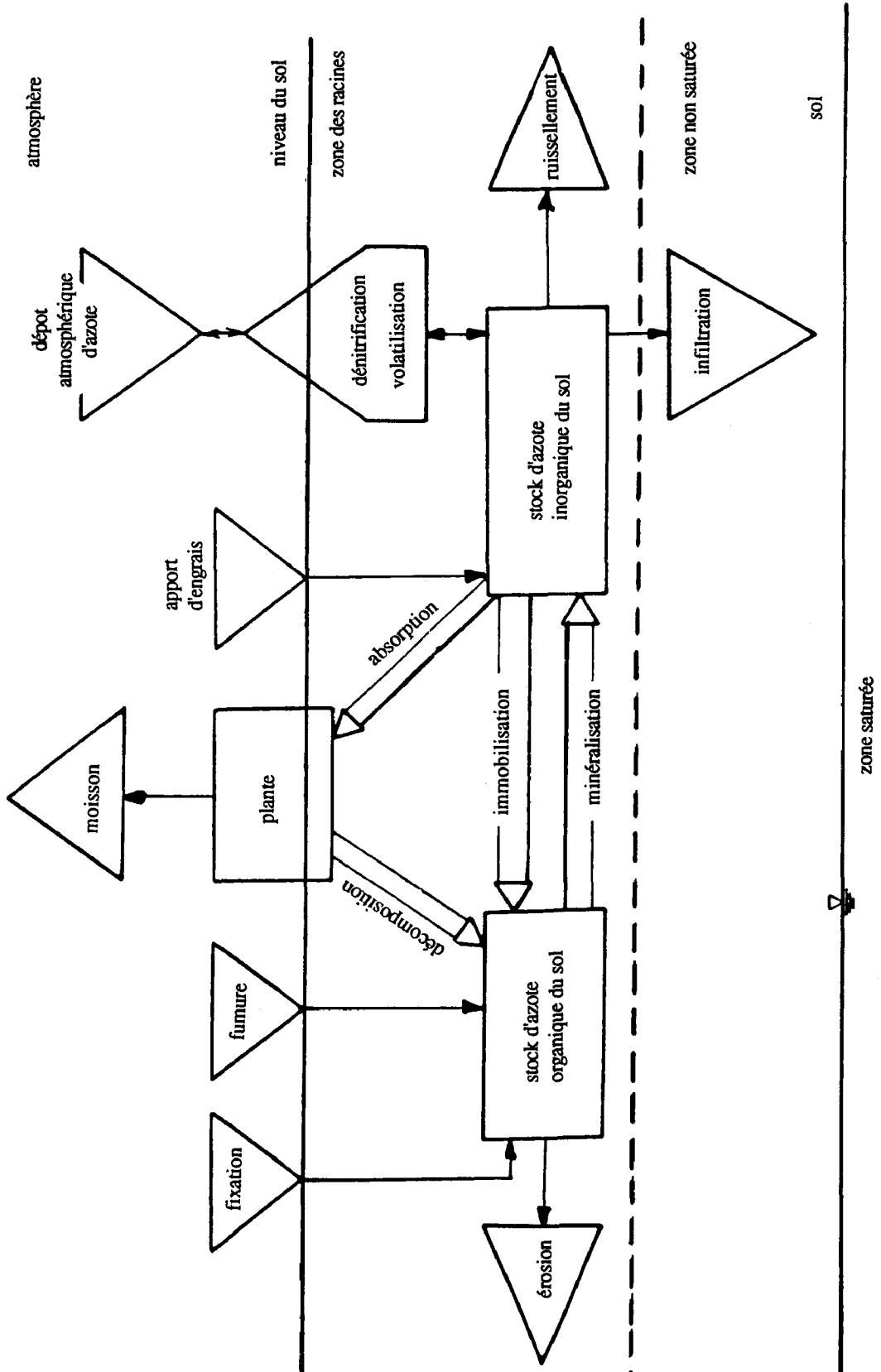


Figure 2

Schéma des processus de transport et de transformation de l'azote dans le système eau-sol-plante

processus de base relatifs au transport et à la transformation tels que :

- le transport par advection avec écoulement uni-dimensionnel vertical dans la zone non saturée et peut-être bidimensionnel dans la zone saturée.
- le taux net de production de nitrate, par minéralisation moins immobilisation (en fonction de quelques paramètres seulement, comme la température et l'oxygène).
- le taux net des pertes d'azote (ou des gains) dans (ou en provenance de) l'air
- l'absorption d'azote par la végétation
- les pertes d'azote exportées par infiltration et ruissellement.

2.5 Les choix en matière de contrôle

Avant de résumer les principales stratégies de contrôle, il faut souligner qu'une fois le nitrate introduit dans l'aquifère, il y demeure. Le choix de mesures curatives est donc très restreint et aucune n'est susceptible d'agir rapidement. C'est pourquoi certains prônent "l'abandon" des aquifères déjà contaminés pour se consacrer uniquement au contrôle de qualité de l'eau utilisée, par traitement de l'eau destinée à la boisson, par mélange d'eaux, par la fourniture d'eau potable en bouteilles etc, car dans ce domaine on dispose des moyens de contrôle les plus efficaces du point de vue des coûts, au moins à court et moyen termes. Si cette position peut être réaliste dans certains cas, l'auteur du présent exposé pense fermement que tout doit être fait pour promouvoir un environnement agricole sain et équilibré, où le ruissellement et l'infiltration des nitrates soient réduits à un niveau tel qu'ils ne puissent engendrer de nuisances aux eaux superficielles et souterraines. L'objectif ultime de la production agricole va dans le même sens d'économie des substances nutritives pour les récoltes et de non gaspillage d'engrais coûteux. Les stratégies de contrôle existantes et reconnues peuvent être groupées en trois catégories :

2.5.1 Les mesures agricoles préventives fondées sur une meilleure utilisation des engrais et des méthodes de culture adaptées.

- **L'utilisation rationnelle des engrais** comporte de nombreux aspects :
- . l'épandage de quantités d'engrais adaptées à la demande de la récolte : il

G. JOLANKAI

existe un optimum au-delà duquel le rendement n'augmente plus en fonction des quantités d'engrais utilisées.

. l'épandage fractionné de l'engrais suivant les époques où la végétation peut l'utiliser de façon optimale

. l'utilisation d'engrais à action lente : toutefois l'épandage fractionné dans le temps paraît être plus efficace en matière de réduction des pertes et d'augmentation de l'absorption de l'azote que les engrais à action lente du commerce, dont la vitesse de libération de l'azote peut ne pas correspondre aux besoins des plantes.

. l'injection d'engrais sous forme liquide : s'ils pénètrent correctement jusqu'à la zone des racines, ils peuvent favoriser substantiellement l'absorption précoce d'azote par la végétation et réduire d'autant le potentiel disponible pour l'infiltration.

. l'utilisation fractionnée dans le temps d'engrais organiques (fumier animal et fumure verte) couplée à celle d'engrais inorganiques augmente la capacité de rétention d'eau du sol et libère lentement les nitrates, augmentant ainsi l'efficacité d'absorption des plantes et réduisant les pertes par infiltration.

- **Les méthodes de culture**, visant l'accroissement des récoltes par une utilisation optimale de l'azote disponible, sont basées sur les considérations suivantes :

. la rotation des cultures, correctement planifiée, peut accroître globalement les taux d'absorption de nitrate, spécialement si des cultures hivernales permettent de maintenir une couverture végétale toute l'année. L'alternance de cultures à racines superficielles et profondes peut aussi contribuer à «l'effet de nettoyage» des périodes de repos entre récoltes.

. les caractéristiques et l'époque des labours permettent de modifier les propriétés de la couche arable vis-à-vis de l'eau et de l'oxygène qui affectent à la fois les processus physiques de transport et les transformations biochimiques (minéralisation et absorption).

. l'irrigation, pratiquée fréquemment et à petites doses permet de maintenir une humidité convenable du sol en évitant l'excès d'eau. C'est pourquoi l'irrigation en goutte à goutte -quand elle est praticable- sera la meilleure solution. L'irrigation

conduite à partir de forages puisant dans un aquifère riche en nitrates peut aussi réduire à la fois les niveaux de nitrate dans la nappe et économiser des engrais.

. les techniques de culture «minimum», comme le non labourage où semences et engrais sont disposés dans des trous forés dans le sol, peuvent réduire le taux de minéralisation de l'azote, et, par là, l'infiltration des nitrates. Elles constituent une mesure préventive particulièrement efficace quand on les substitue à l'enfouissement de la couverture verte par labourage.

Les problèmes posés ici sont relatifs à l'insuffisance des connaissances et à l'inadéquation des données pour définir avec certitude, dans un cas concret, le système le plus efficace parmi les stratégies de contrôle évoquées. Les résultats attendus (rendement accru des récoltes et réduction de l'infiltration des nitrates) peuvent ne pas être suffisamment démontrables à l'échelle de l'exploitation agricole.

2.5.2 Les stratégies de gestion de l'eau

Venant en complément aux stratégies adaptées à l'irrigation et au drainage, la gestion de l'eau en relation avec la contamination par les nitrates se réduit à des actions s'attaquant aux «symptômes», plutôt qu'à l'élimination des «racines» du mal, par des mesures très diversifiées telles que : **la protection localisée des aires d'alimentation des aquifères utilisés pour la fourniture d'eau de boisson, le mélange d'eaux provenant de différentes sources, dont l'exploitation est réglée en fonction du cycle saisonnier des nitrates, le recours plus important aux aquifères profonds non pollués, la constitution de réserves d'approvisionnement d'eau, l'élimination des nitrates des fournitures d'eau par dénitrification biologique, échange d'ions et osmose inverse avec toutefois le risque d'introduction d'autres polluants au cours du processus, la mise en place de systèmes séparés de distribution d'eau de différentes qualités, etc...**

En tout état de cause, les stratégies à mettre en oeuvre sont très coûteuses et le maintien de la qualité dans les systèmes de distribution d'eau potable sera de plus en plus dispendieux puisqu'il faut s'attendre dans le futur à de nouvelles contaminations des ressources d'eau de boisson, ne serait-ce qu'en raison de la progression des fronts de nitrates qui n'ont pas encore atteint les aquifères.

2.5.3 Les moyens de contrôle administratifs et juridiques venant à

l'appui des deux stratégies précédentes, ils sont de façon générale inadéquats pour résoudre les problèmes de maîtrise des sources de pollution non ponctuelles (ou pour stimuler leur solution).

Le problème de fond réside en ce que la charge polluante diffuse ne peut être directement réglementée car il est difficile, sinon impossible, de la mesurer. Dans ces conditions, les règlements juridiques et administratifs, les incitations financières, les taxes et subventions, doivent d'abord viser les pratiques et l'infrastructure agricoles. Ceci ramène au problème, déjà évoqué, de savoir s'il est ou non possible de définir «la meilleure pratique» pour un système de culture donné. Les incertitudes qui grèvent cette définition de la meilleure pratique feront obstacle pendant longtemps encore à la mise en place de politiques de contrôle significatives.

Néanmoins beaucoup de facteurs connus peuvent servir de base à des ébauches de telles politiques. Le principe fondamental «le pollueur paie» doit être reconnu valable en toutes situations par la mise en place de systèmes de taxes suffisamment incitatifs au plan économique. L'élimination progressive des allègements fiscaux et des subventions accordés à la production et au marché des engrais peut être le point de départ raisonnable d'une politique de contrôle de la pollution par les nitrates. Mais il faut souligner immédiatement que l'autre principe fondamental du maintien et de l'accroissement des rendements cultureux doit aussi être pris en compte avec la même priorité.

En résumé, la contamination des eaux souterraines par les nitrates n'est pas une conséquence fatale de l'intensification de la production agricole puisque les intérêts de l'agriculture et de la protection de l'environnement se rejoignent. Par contre, ce risque de contamination est très élevé puisqu'il existe et subsistera un apport extérieur important d'engrais azotés inorganiques, facilement transportables par infiltration, et que les pratiques culturales conventionnelles favorisent la minéralisation de l'azote organique du sol, produisant une quantité de nitrate du même ordre de grandeur que l'apport externe. Les techniques permettant d'accroître les taux d'absorption par les plantes et de réduire les taux de minéralisation de l'azote dans le sol sont connues : il s'agit par exemple de l'épandage d'engrais fractionné dans le temps, adapté à la demande des plantes, de cultures de «nettoyage» dans l'intervalle des récoltes, de labours (ou même l'absence de labourage) adaptés à la réduction de la minéralisation etc. Toutefois, les connaissances des processus et des facteurs qui régissent le sort de l'azote dans le système eau-sol-plante demeurent

insuffisantes (de même que la disponibilité de données est inadéquate pour quantifier ces effets et mécanismes qui varient d'un système de culture à l'autre et en fonction du temps à l'échelle de l'exploitation agricole). En conséquence, la pratique optimale pour maintenir le rendement des récoltes et conserver le nitrate dans la zone des racines ne peut être définie de façon sûre pour un système de culture donné, mais seulement pour quelques cas particuliers bien étudiés.

La science permettra-t-elle d'infirmier prochainement de telles assertions ? La question posée est de savoir s'il sera possible d'accéder à l'évaluation quantitative des phénomènes dans les divers systèmes eau-sol-récoltes à l'échelle de la parcelle qui conditionne la définition de l'optimum de la pratique et des stratégies de gestion.

3 - CAUSES AGRICOLES DE L'EUTROPHISATION

3.1 Introduction

Au cours des dernières décennies, l'eutrophisation a affecté la façon spectaculaire les écosystèmes des lacs et réservoirs d'eau douce. Le mot «eutrophisation» signifie littéralement «enrichissement de substances nutritives» : l'excès de ces substances dans les milieux aquatiques résulte de processus complexes et se manifeste communément par la prolifération d'algues et autres plantes aquatiques sous forme des «blooms» algaux. Des apports externes de substances nutritives provoquent des modifications profondes et interactives des caractéristiques chimiques et biologiques du milieu récepteur, et à travers la chaîne alimentaire et la teneur en oxygène, presque tous les constituants de l'écosystème aquatique seront affectés. Au stade final, la croissance rapide et la prolifération de certaines espèces particulières de phytoplancton vont dominer l'écosystème pour aboutir à l'épuisement de l'oxygène, à la prolifération de microorganismes anaérobies, la disparition des poissons et de tous les êtres vivants aérobies. Le terme «d'eutrophisation anthropogénique» a été utilisé pour opérer une distinction avec le processus de vieillissement naturel des systèmes aquatiques, qui est aussi une «eutrophisation» beaucoup plus lente s'étendant sur des dizaines voire des centaines d'années. Parmi les causes anthropogéniques d'eutrophisation accélérée, il faut mentionner les apports excessifs de phosphore et/ou d'azote sur le bassin versant ou dans le milieu aquatique lui-même. Habituellement ces deux éléments nutritifs,

ou l'un d'eux, sont les facteurs limitants de l'eutrophisation, ce qui signifie que la concentration de leurs formes biologiquement mobilisables dans l'eau soit telle qu'elle limitera (ou réduira) le développement des producteurs primaires (par exemple le phytoplancton) et par là contrôlera les autres constituants de l'écosystème aquatique tout le long de la chaîne alimentaire. La mobilisation biologique de la forme de l'élément nutritif considéré est un facteur très important car certaines de ces formes ne sont pas directement et facilement absorbables et, par conséquent, affectent à un moindre degré la vie aquatique.

3.2 Les sources de substances nutritives

La maîtrise de l'eutrophisation passe par la réduction de l'apport de substances nutritives dans les systèmes aquatiques. Il faut pour cela en contrôler à la fois les sources externes et internes, et donc pour ces dernières l'apport de sels nutritifs en provenance des sédiments de fond du milieu aquatique. Bien que ces apports internes puissent être très significatifs, spécialement lorsque des apports extérieurs excessifs ont enrichi les sédiments en substances nutritives sur de longues périodes, leur contrôle par dragage ou autres techniques n'est souvent pas praticable s'il s'agit de grands lacs ou réservoirs. En dehors des moyens biologiques de contrôle interne du lac (par exemple, en introduisant des poissons herbivores, ce qui en l'état actuel de nos connaissances risque fréquemment de bouleverser l'équilibre dynamique délicat de l'écosystème), il ne reste que la voie du contrôle des sources externes de substances nutritives.

Ces sources externes de nutriments peuvent être rangées en deux catégories:

- **les sources ponctuelles** : rejets d'eaux usées et effluents d'égouts,

- **les sources non ponctuelles ou diffuses**, subdivisées en sources atmosphériques, apports des écoulements superficiel et souterrain, et autres sources telles que celles liées à la navigation, aux sports aquatiques, à la baignade, au gibier d'eau. Même si l'importance relative de ces sources varie largement d'un milieu à l'autre, on peut cependant faire quelques commentaires de portée générale :

. Les eaux d'égouts sont généralement des sources importantes de nutriments, bien que leur contribution dans le bilan de phosphore ou d'azote total puisse être faible comparée à celle des autres sources, car l'eau d'égout contient des formes de phosphore biologiquement mobilisables qui affectent directement la croissance du

phytoplancton. D'autre part, la faisabilité technique et l'efficacité économique du traitement de ce type d'effluent se présentent sous de meilleures conditions que dans le cas des sources diffuses. C'est pourquoi la maîtrise de l'eutrophisation devra débiter par l'élimination du phosphore dans la phase de traitement tertiaire des effluents d'égouts, ou par le détournement du rejet de tels effluents dans les milieux aquatiques stagnants.

. Parmi les sources non ponctuelles, l'écoulement de surface occupe une place dominante en matière d'apport de substances nutritives dans les lacs et réservoirs. Les charges de nutriments apportées par l'écoulement de surface intègrent les contributions de différentes sources diffuses mais aussi les apports de sources ponctuelles qui débouchent dans le réseau hydrographique. Les composantes de base de cette charge composite de substances nutritives sont fournies par :

- les rejets d'eaux d'égout dans le réseau hydrographique
- les apports d'installations sans égouts, par l'intermédiaire de l'écoulement souterrain qui constitue l'écoulement de base des cours d'eau
- le lessivage de la teneur naturelle du sol en sels nutritifs sous forme dissoute ou particulaire
- les pertes d'engrais inorganiques répandus sur les terres agricoles
- l'exportation d'engrais organiques épandus (fumier, purin, eaux d'égout)

3.3 L'importance et la quantification des sources agricoles de sels nutritifs

Comme on l'a souligné, l'évaluation de la contribution des sources mentionnées dans la charge composite reçue par les milieux récepteurs finaux (les lacs dans le cas présent) est difficile. Chaque système eau-sol présente des mécanismes de transport et de transformation propres qui déterminent le devenir des nutriments en provenance de différentes sources. Ce qui signifie que chaque système devra être étudié séparément et toutes les sources devront être quantifiées pour pondérer leur contribution résultante à l'aide de modèles adaptés (comme il est indiqué schématiquement sur la **figure 3**).

Cette quantification de la charge provenant de diverses sources diffuses s'effectue souvent à partir de tables de valeurs de la quantité de matière exportée

en provenance d'une aire unité, pendant une période de temps donnée, exprimée en kg par hectare et par an (**tableau 2**). Or ces valeurs présentent de très grandes variations qui - en plus de l'effet de la variété de facteurs naturels et anthropogéniques qui les affectent- s'expliquent par les raisons de base suivantes :

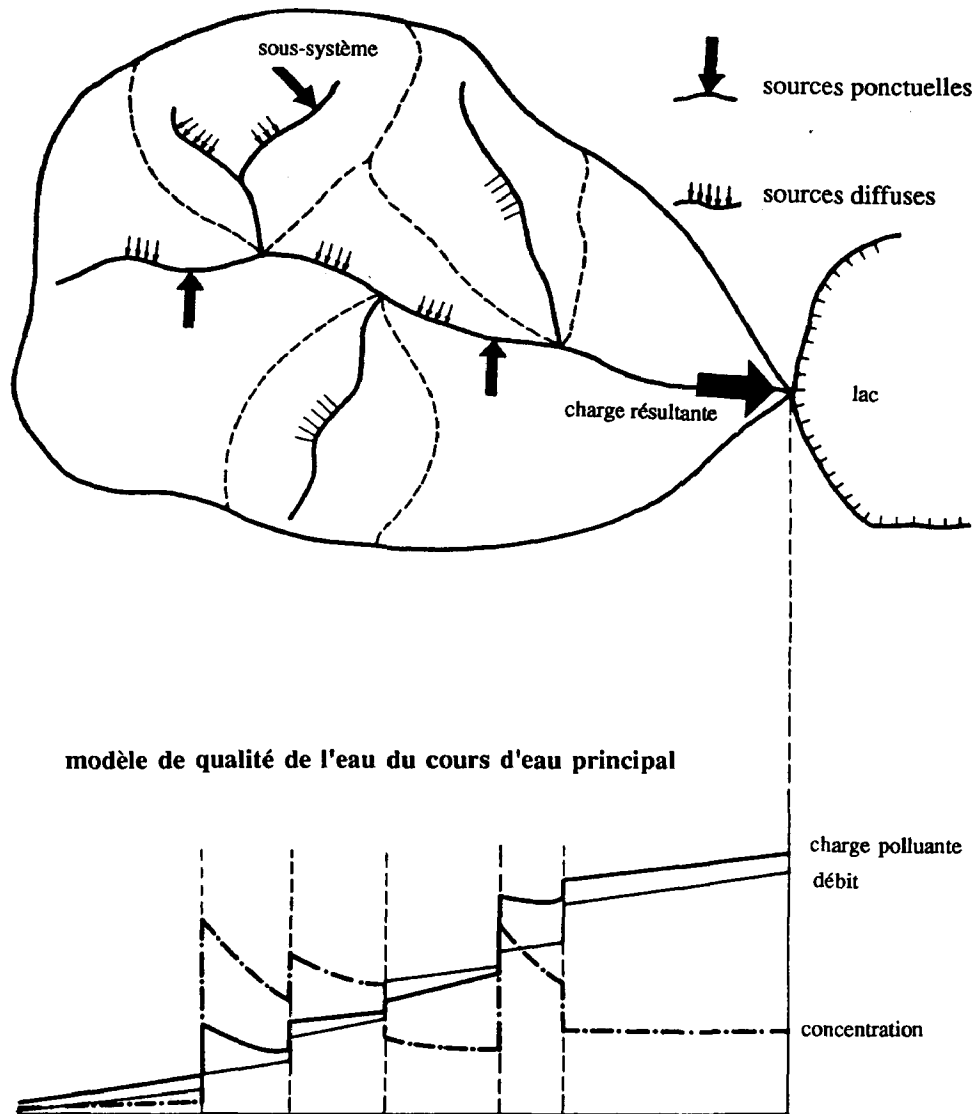


Figure 3

La relation entre les sources primaires et les charges de pollution atteignant les écosystèmes lacustres

a) la superficie de la parcelle étudiée affecte fortement le taux de production mesuré par un effet de distribution qui dépend de l'action combinée de nombreux processus sur les temps de transfert.

b) Sur les bassins considérés, d'où ont été tirées les valeurs de production de nutriments, des erreurs très significatives peuvent découler de la non observation d'un petit nombre d'événements de ruissellements d'averses, car ces phénomènes de ruissellement peuvent fournir jusqu'à 60 à 90% de la charge totale annuelle de l'écoulement en sels nutritifs.

utilisations des terres	production par unité d'aire de	
	phosphore total (kg/ha/an)	azote total
Bassin versant total	0.05 - 2.0 /0,3 - 2,0/ *	0,2 - 35,0 /1.5 - 9,0/
Agriculture dominante	0.04 - 4,2 /0.3 - 1,3/	0.1 - 178,0 /10 - 20/
Zone forestière	0.02 - 1,0	1.4 - 33,0 /5 - 8/
Zones urbaines	1.1 - 5,6	6.0 - 10,0
Prairies	0,05 - 0,56	1.1 - 5.3
Vignobles, vergers	0.5 - 11,0	30,0 - 260,0
Pâturages avec épandage de fumier	jusqu'à 50	jusqu'à 150

* les valeurs indiquées sont le maximum et le minimum des valeurs tirées de la littérature. Celles entre parenthèses représentent des intervalles plus réalistes définis par les moyennes de valeurs maximales et minimales ou sur la base de jugement subjectif de l'auteur.

Tableau 2
Valeurs de production de phosphore total et d'azote total par unité d'aire

(Jolankai, 1983)

Une méthode d'estimation plus sophistiquée est basée sur des relations expérimentales entre taux de production par unité d'aire et facteurs conditionnels tels que le ruissellement, la répartition spatiale des utilisations de la terre etc... Malheureusement il existe très peu de relations de ce type bien établies, en raison du manque de données utilisables portant sur un nombre de bassins statistiquement significatif.

Même si de telles relations étaient disponibles en abondance, elles ne fourniraient aucune information sur la composition de la charge résultante estimée,

G. JOLANKAI

à savoir par exemple la distinction du phosphore provenant du stock naturel du sol de celui apporté par les engrais ou par les effluents de réseaux d'égouts.

De telles estimations ne peuvent être faites qu'à partir de connaissances sur le contenu réel du sol en nutriments, sur les taux de production de ces substances par l'homme et les animaux, en tenant compte des populations concernées. Elles sont souvent très grossières car les transformations qui s'opèrent entre la source primaire et la charge résultante ne peuvent être prises en compte. Si des données sont disponibles à l'exutoire du bassin, il est alors possible de procéder à un certain contrôle du poids relatif estimé des sources primaires, comme on l'a fait pour le lac Balaton (**tableau 3**)

sources primaires	charge en phosphore produite (kg/jour)
Effluents sur le bassin versant	140 - 160
Installations dépourvues d'égouts	50 - 100
Bétail	50 - 80
Stock naturel du sol en phosphore	200 - 400
Engrais inorganiques	100 - 300
Total des estimations des différentes sources	540 - 1040
Charge totale des cours d'eau affluant dans le lac estimée à partir des contrôles réguliers effectués et des études du ruissellement d'averses	600 - 800

Tableau 3
Estimation des contributions des sources primaires de la charge en phosphore des cours d'eau qui se déversent dans le lac Balaton (Hongrie)

De telles valeurs estimées ont une base quantitative plus ou moins assurée. La moins fiable est toujours relative à la contribution des engrais non organiques dont l'impact est le plus discuté. Bien que l'on ne dispose pas de valeurs précises sur l'exportation de ces engrais vers les milieux aquatiques de surface et du sous-sol, leur danger potentiel est très élevé pour les raisons suivantes :

a) les taux récents d'utilisation des engrais (10 à 60 kg de phosphore et 20 à 200 kg d'azote par hectare et par an) sont supérieurs d'un à deux ordre de grandeur

aux taux d'exportation de sels nutritifs mesurés à l'exutoire des bassins versants (0,1 à 3 kg de phosphore et 5 à 10 kg d'azote par hectare et par an constituent les limites à l'intérieur desquelles se situent les valeurs mesurées).

b) la capacité d'absorption des diverses récoltes vis-à-vis des sels nutritifs fournis par les engrais non-organiques dépasse rarement 70% et avoisine plus habituellement 50%. Ce qui signifie que 30 à 50% des nutriments apportés vont s'accumuler d'une année sur l'autre dans les couches superficielles du sol ou seront entraînés par les écoulements de surface et souterrain.

Ainsi, même si l'on admet qu'une très petite proportion de phosphore (qui est le nutriment le moins mobile) est emportée -principalement par érosion et transport de sédiments- vers des réceptacles aquatiques (disons 0,05 à 0,1% de la quantité répandue), sa contribution à la charge totale de l'écoulement sera significative si elle n'est pas dominante.

En résumé, l'apport de nutriments en provenance des terres agricoles dans les milieux aquatiques dépasse généralement celui des autres sources dans les régions à agriculture intensive de l'hémisphère nord où l'on dispose de données pour le prouver et plus particulièrement, lorsque les sources ponctuelles (rejets d'égoûts) ont été déjà maîtrisées. La source la plus significative de phosphore est généralement le contenu naturel du sol en phosphore du fait de l'érosion et du transport de sédiments. En ce qui concerne l'azote, dans de nombreux cas les engrais non organiques et le fumier organique dominent toutes les autres sources.

Bien qu'une quantification précise de la contribution des différentes sources primaires ne soit guère possible, l'information disponible indique de façon non ambiguë que les pratiques agricoles actuelles sont largement responsables des cas d'eutrophisation constatés et qu'elles devront être modifiées en conséquence. Les moyens et les stratégies disponibles pour maîtriser le phénomène sont pratiquement les mêmes que ceux discutés précédemment à propos de l'érosion des terres et de l'infiltration des nitrates pour assurer le maintien de la qualité de l'eau et l'équilibre interne des substances nutritives dans les terres agricoles.

Géza JOLANKAI
Professeur au Centre de Recherches
sur l'Eau de Vituki (Hongrie)