2007

ACADÉMIE DES SCIENCES

CYCLES BIOGÉOCHIMIQUES ET ÉCOSYSTÈMES CONTINENTAUX

Sous la direction de
GEORGES PÉDRO

INSTITUT DE FRANCE
Académie des sciences

EDP SCIENCES

Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux

RAPPORT SUR LA SCIENCE ET LA TECHNOLOGIE N° 27

Animateur : Georges Pédro

ACADÉMIE DES SCIENCES

EDP SCIENCES

17, avenue du Hoggar
Parc d'activités de Courtabœuf, BP 112
91944 Les Ulis Cedex A, France

Rapports sur la science et la technologie

- *Sciences et pays en développement. Afrique subsaharienne francophone*
  RST n° 21, 2006.
- *La recherche spatiale française*
  RST n° 22, 2006.
- *L'épidémiologie humaine. Conditions de son développement en France, et rôle des mathématiques*
  RST n° 23, 2006.
- *La maîtrise des maladies infectieuses. Un défi de santé publique, une ambition médico-scientifique*
  RST n° 24, 2006.
- *Les eaux continentales*
  RST n° 25, 2006.
- *La fusion nucléaire : de la recherche fondamentale à la production d'énergie ?*
  RST n° 26, 2006.

Imprimé en France

© 2007, EDP Sciences, 17, avenue du Hoggar, BP 112, Parc d'activités de Courtabœuf, 91944 Les Ulis Cedex A

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés réservés pour tous pays. Toute reproduction ou représentation intégrale ou partielle, par quelque procédé que ce soit, des pages publiées dans le présent ouvrage, faite sans l'autorisation de l'éditeur est illicite et constitue une contrefaçon. Seules sont autorisées, d'une part, les reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective, et d'autre part, les courtes citations justifiées par le caractère scientifique ou d'information de l'œuvre dans laquelle elles sont incorporées (art. L. 122-4, L. 122-5 et L. 335-2 du Code de la propriété intellectuelle). Des photocopies payantes peuvent être réalisées avec l'accord de l'éditeur. S'adresser au : Centre français d'exploitation du droit de copie, 3, rue Hautefeuille, 75006 Paris. Tél. : 01 43 26 95 35.

ISBN 978-2-86883-938-1

Académie des sciences

Rapport Science et Technologie

Le Comité interministériel du 15 juillet 1998, à l'initiative du ministre de l'Éducation nationale, de la Recherche et de la Technologie, a confié à l'Académie des sciences l'établissement du rapport biennal sur l'état de la science et de la technologie.

Pour répondre à cette demande, l'Académie des sciences a mis en place en son sein le Comité « *Rapport Science et Technologie* » (RST), chargé de choisir les sujets d'étude et de suivre les travaux.

Chaque thème retenu est conduit par un groupe de travail animé par un membre ou un correspondant de l'Académie, entouré d'experts.

Chaque rapport est soumis au Comité RST, à un Groupe de lecture critique, et à l'Académie des sciences.

Depuis 1999, vingt-six rapports ont ainsi été édités et remis au ministre délégué à la Recherche.

COMPOSITION DU COMITÉ RST

Alain ASPECT
Membre de l'Académie des sciences — Directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique, professeur à l'École polytechnique

Jean-François BACH
Secrétaire perpétuel de l'Académie des sciences — Professeur à l'université René-Descartes

Jean-Michel BONY
Membre de l'Académie des sciences — Professeur à l'École polytechnique

Christian BORDÉ
Correspondant de l'Académie des sciences – Directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique

Édouard BRÉZIN
Président de l'Académie des sciences — Professeur à l'université Pierre-et-Marie-Curie et à l'École polytechnique

Geneviève COMTE-BELLOT
Correspondant de l'Académie des sciences — Professeur émérite de l'École centrale de Lyon

François CUZIN
Membre de l'Académie des sciences — Professeur à l'université de Nice-Sophia-Antipolis

Jean DERCOURT
Secrétaire perpétuel de l'Académie des sciences — Professeur émérite à l'université Pierre-et-Marie-Curie

Christian DUMAS
Membre de l'Académie des sciences — Professeur à l'École normale supérieure de Lyon

Michel FARDEAU
Correspondant de l'Académie des sciences — Professeur au Conservatoire national des arts et métiers, directeur médical et scientifique à l'Institut de myologie (Hôpital de la Pitié Salpêtrière)

Jules HOFFMANN
Vice-président de l'Académie des sciences — Directeur de l'Institut de biologie moléculaire et cellulaire de Strasbourg

Jean-Pierre KAHANE
Membre de l'Académie des sciences — Professeur émérite à l'université Paris-Sud Orsay

Daniel KAPLAN
Membre de l'Académie des sciences — Directeur de la société Fastlite

Henri KORN
Membre de l'Académie des sciences — Professeur honoraire à l'institut Pasteur et directeur de recherche honoraire à l'Institut national de la santé et de la recherche médicale

Nicole LE DOUARIN
Secrétaire perpétuelle honoraire de l'Académie des sciences — Professeur honoraire au Collège de France

Jean-Louis LE MOUËL
Membre de l'Académie des sciences — Physicien à l'Institut de physique du globe de Paris

François MATHEY
Membre de l'Académie des sciences — Directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique, professeur à l'École polytechnique

René MOREAU
Membre de l'Académie des sciences — Professeur à l'Institut national polytechnique de Grenoble

Olivier PIRONNEAU
Membre de l'Académie des sciences — Professeur à l'université Pierre-et-Marie-Curie

Jean-Pierre SAUVAGE
Membre de l'Académie des sciences — Directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique

Philippe TAQUET
Membre de l'Académie des sciences — Professeur au Muséum national d'histoire naturelle

Moshe YANIV
Membre de l'Académie des sciences — Professeur à l'Institut Pasteur et directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique

Coordination éditoriale :

Jean-Yves CHAPRON
Directeur du service des Publications de l'Académie des sciences, assisté de **Joëlle FANON**

AVANT-PROPOS

Jean Dercourt

Secrétaire perpétuel de l'Académie des sciences

Le Conseil interministériel de la recherche et de la technologie a confié à l'Académie des sciences la mission d'établir un état biennal de la Recherche et de la Technologie, qui identifierait, dans un esprit d'aide à la décision, les défis scientifiques à relever dans un contexte international. Déjà vingt-six ouvrages ont été publiés au titre de cette collection et remis au ministre chargé de la Recherche.

L'environnement sur la planète Terre et son évolution sous l'influence des activités humaines sont devenus des préoccupations majeures pour les citoyens et des gouvernements. La part des arguments scientifiques est, d'emblée, apparue comme essentielle, tant comme donnée étayant les diagnostics que comme base pour les solutions destinées à remédier aux effets néfastes de ces activités.

La communauté internationale s'est fortement structurée et, à l'initiative de l'ICSU (Conseil international pour la science), des programmes de recherche ont été lancés, comme le Programme mondial de recherche sur le climat (WCRP) et le Programme international géosphère biosphère (IGBP), dont les résultats sont synthétisés par le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'évolution des climats (GIEC, ou IPCC). Le rôle de la communauté française y est important.

L'Académie, en créant dès 1989 un « *Comité permanent de l'environnement* » a prêté une particulière attention à ce domaine. La liste complète des rapports de l'Académie ayant trait aux questions environnementales est donnée à la fin de cette préface. Parmi les premiers travaux, l'effet de serre, la pollution des nappes d'eau souterraines, le comportement de l'ozone dans la troposphère et dans la haute atmosphère ont été explorés. Par la suite, citons entre autres, des rapports sur l'impact de la flotte aérienne et sur la gestion des déchets.

Parallèlement, des études ont été conduites sur l'évolution de différents milieux : on retiendra l'évolution des réserves vivantes océaniques et les eaux continentales.

Le sujet des cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux correspond à la prise de conscience encore plus aiguë de la valeur de notre environnement mais aussi de sa fragilité.

L'Académie avait déjà abordé l'étude de l'impact de quelques éléments traces dans les sols (*Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. Académie des sciences, 1998, P.H. Bourrelier et J. Berthelin coord. Éditions Tec & Doc Lavoisier), ouvrage plusieurs fois cité dans le présent rapport.

Avec le présent rapport, une nouvelle étape est proposée. Cette étude, coordonnée par Georges Pédro qui a su réunir des spécialistes nombreux, met en évidence l'importance de ce milieu qu'est le sol et sa fragilité extrême : il est à la base de l'ensemble des échanges entre espèces minéralogiques et chimiques et de leurs bouleversements sous l'influence des variations climatiques.

Signalons au passage que toutes les études soulignent le très faible nombre de données sur lesquelles sont construits les modèles qui parlent de l'évolution temporelle en ce domaine. Les dispositifs de relevés des données pendant quelques décennies sont donc indispensables, en particulier en milieux continentaux.

À la suite des auditions qui ont été menées, il semble qu'il faille dépasser les simples appréhensions devant le siècle qui s'ouvre, même si elles sont bien compréhensibles, et en modifier l'éclairage.

Ainsi, depuis deux siècles, la poussée démographique, et les développements industriels et agricoles qui s'y ajoutent, provoquent un profond déséquilibre des cycles biogéochimiques globaux. La vie est dépendante d'une très grande partie des éléments de la classification périodique et ceux-ci ont un cycle biogéochimique dont certaines parties ont été explorées, en particulier par les sciences de l'Univers. Simultanément, chimistes, botanistes et biologistes étudient la complexation spécifique, le transport et le transfert d'un élément à travers une membrane, les systèmes enzymatiques, les clusters métalliques intervenant dans la photosynthèse, etc. Une connaissance très approfondie des mécanismes faisant intervenir un élément dans un certain nombre de processus biologiques a ainsi été acquise au cours des dernières décennies : comprendre comment les éléments chimiques voyagent d'un règne à un autre, en identifiant les étapes de ces mécanismes, permettra de déterminer une nouvelle approche de la nutrition, de la santé, de l'environnement et du climat.

La volonté de l'Académie des sciences a été de mener une réflexion multidisciplinaire visant à établir l'état de l'art, tant du point de vue des connaissances fondamentales que de celui de la recherche et des structures indispensables au développement de cette dernière.

Ce rapport s'est intéressé plus spécialement à un certain nombre de problèmes biogéochimiques en fonction de leurs impacts actuels sur la société : production de CO_2 en relation avec l'évolution du climat, phénomènes de pollution d'origine industrielle et agricole en relation avec la dégradation des sols et

des eaux (continentales et marines) en incluant toutes les conséquences d'ordre toxicologique, les phénomènes de phytoremédiation, etc.

L'étude s'est concentrée sur la biosphère fonctionnelle, c'est-à-dire celle où se développent des êtres vivants en s'harmonisant au sein d'écosystèmes bien déterminés mais variés. La biosphère considérée ici est avant tout superficielle, continentale et, à moindre titre, océanique. Cela implique ainsi de prendre en compte tout ce qui a trait à la matière organique, présente dans les sols et les sédiments, qui constituent l'interface géochimique entre l'inerte et le vivant et où les micro-organismes jouent un rôle prépondérant.

Le rapport s'articule de ce fait selon un plan très rigoureux avec une première approche par éléments, puis une approche des milieux, que ceux-ci soient peu ou fortement anthropisés. La troisième partie s'intéresse aux secteurs de recherche à développer ; elle est complétée par une argumentation en faveur de la modélisation et du développement de réseaux d'observation de longue durée.

Cette contribution multidisciplinaire, longue et dense, est justifiée par la nature d'un sujet aussi vaste, bien qu'ici volontairement délimité. Elle apporte un éclairage scientifique opportun et argumenté sur un sous-ensemble thématique de la question générale de la connaissance de l'environnement et du cadre de toute vie sur la Planète.

Ce rapport a été, après son adoption par le Comité RST, soumis à un groupe de lecture critique composé de personnalités extérieures à l'Académie, dont les avis sont également publiés. Enfin, le rapport a été présenté à l'ensemble des membres de l'Académie des sciences par M. Bernard Tissot.

Sur les bases du présent rapport, deux autres études sont en cours : l'une sur les écosystèmes continentaux dus aux phénomènes climatiques extrêmes ; l'autre sur les comportements des sols sous l'action conjuguée de l'exploitation humaine et des variations climatiques. On croisera là les deux caractéristiques majeures des années à venir que sont les variations climatiques sous influence anthropique et l'accroissement de la population globale.

Liste des principaux rapports de l'Académie des sciences dans le domaine de l'environnement depuis 1989

Bernard J. (coord) (1989). *Risques des rayonnements ionisants et normes de radioprotection*.

Dautray R. (coord) (1990). *L'effet de serre et ses conséquences climatiques – Évaluation scientifique*.

Guillemin C. (coord) (1991). *La pollution des nappes d'eau souterraine en France*. Éd. BRGM.

Mégie G. (coord) (1993). *Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère*. Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Cantacuzène J. et Fillet P. (coord) (1994). *La dioxine et ses analogues*. En commun avec le CADAS. Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Dautray R. (coord) (1994). *L'effet de serre*. Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Cauderon A. (coord) (1995). *Biodiversité et Environnement*. Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Chanin ML. (coord) (1997). *Impact de la flotte aérienne sur l'environnement atmosphérique et le climat*. Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Mégie G. (coord) (1998). L'ozone stratosphérique. Juin 1998, Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Bourrelier PH. et Berthelin J. (coord) (1998). *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Tissot B. (coord) (1999). *Pollution atmosphérique due aux transports et santé publique*. Octobre 1999. En commun avec le CADAS – Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Colin F. (coord) (2000). *Pollution localisée des sols et des sous-sols par les hydrocarbures et les solvants chlorés*. Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Kovalevsky J. (coord) (2000). *Conséquences scientifiques, juridiques et économiques de Protocole de Kyoto*. Novembre 2000. En commun avec l'Académie des sciences morales et politiques, Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Caseau P. (coord) (2003). *Études sur l'environnement : de l'échelle du territoire à celle du continent*. RST 15. Juin 2003, Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Laubier L. (coord) (2003). *Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes*. RST 17. Éd. Tec & Doc Lavoisier.

Tissot B. (coord) (2004). *Sécurité sanitaire et gestion des déchets : quels liens ?* Éd. Tec & Doc Lavoisier.

De Marsily G. (coord) (2006). *Les eaux continentales*. RST 25. Éd. EDP Sciences.

Quelques numéros thématiques des Comptes Rendus relatifs à l'environnement

- **L'effet de serre : certitudes et incertitudes. Actes de la conférence-débat du 2 février 1998 à l'Académie des sciences**
  Rédacteur en chef : Michel Petit
  1999 – Tome 328 – série II*a* – n° 4
- **Énergies et climat – Actes de la conférence-débat du 23 avril 2001 à l'Académie des sciences**
  Rédacteurs invités : Claude Lorius, Bernard Tissot
  2001 – Tome 333 – Série II*a* – n° 12
- **Effet de serre, impacts et solutions : quelle crédibilité ?**
  Rédacteur en chef : Michel Petit
  2003 – *Geoscience*. Tome 335 – n° 6-7
- **Eaux continentales**
  Rédacteur invité : Ghislain de Marsily
  2005 – *Geoscience*. Tome 337 – n° 1-2
- **Les accidents climatiques brutaux et localisés et leurs conséquences**
  Rédacteur invité : Jean-Claude Duplessy
  2005 – *Geoscience*. Tome 337 – n° 10-11
- **Conversion photochimique – Stockage de l'énergie solaire**
  Rédactrice en chef : Claude Lévy-Clément
  2006 – *Chimie*. Tome 9 – n° 5-6

La Lettre de l'Académie des sciences

La lettre de l'Académie des sciences n° 21, printemps-été 2007 : « Évolution des climats ». Michel Petit coord.

COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL

Animateur

Georges PÉDRO	Correspondant de l'Académie des sciences – Directeur de recherche émérite à l'Institut national de la recherche agronomique (Inra)

Rapporteur

Bernard BLANZAT	Directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique (CNRS) – Chargé de mission à l'Académie des sciences

Membres du groupe

Pierre ALBRECHT	Directeur de recherche au Centre national de la recherche scientifique (CNRS) – Directeur de l'unité mixte de recherche « Substances naturelles, évolution, réactivité » (UMR 7509 CNRS)
Jacques BERTHELIN	Directeur de recherche émérite au Centre national de la recherche scientifique (CNRS) – Laboratoire des interactions, minéraux, matières organiques dans les sols (Limos) (CNRS UMR 7137 et université Henri Poincaré)
Daniel COSSA	Biogéochimiste à l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer) – Centre de Nantes
Isabelle FEIX	Chef du département Gestion biologique et sols à l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe)
Robert GUILLAUMONT	Membre de l'Académie des sciences – Professeur honoraire à l'université Paris-Sud Orsay

Alain Yves HUC	Professeur à l'Institut français du pétrole (IFP)
Patrick LAVELLE	Correspondant de l'Académie des sciences – Professeur à l'université Pierre-et-Marie-Curie – Directeur du Laboratoire d'écologie des sols tropicaux (UMR 137 IRD et universités Paris VI, VII, XII)
Michel LEBRUN	Unité mixte de recherche Biochimie et physiologie moléculaire des plantes (UMR 5004 CNRS, UM2, Inra et Ensam)
Yves LUCAS	Directeur du Laboratoire Processus de transferts et d'échanges dans l'environnement (Protee) – Unité de recherche EA 3819 université du Sud Toulon Var
Henri MÉTIVIER	Directeur de recherche honoraire au Commissariat à l'énergie atomique – Professeur honoraire à l'Institut national des sciences et techniques nucléaires
Guy OURISSON	Membre de l'Académie des sciences – Professeur émérite à l'université Louis Pasteur
Patrick RAIMBAULT	Directeur de recherche au CNRS – Laboratoire d'océanographie et de biogéochimie (UMR 6535 CNRS et université de la Méditerranée)
Jacques RANGER	Directeur de l'unité de recherche Biogéochimie des écosystèmes forestiers (UR 1138 Inra)
Claudine SCHMIDT-LAINÉ	Directeur scientifique à l'Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (Cemagref) – Antony

Coordonnateur

Jean DERCOURT	Secrétaire perpétuel de l'Académie des sciences — Professeur émérite à l'université Pierre-et-Marie-Curie

Ont également participé à la rédaction du rapport

Chapitre 1

Jérôme GAILLARDET	Directeur de l'UFR des sciences de la Terre, de l'environnement et des planètes (STEP) – Institut de physique du globe de Paris

Chapitre 3

Jacques BERTHELIN	Directeur de recherche émérite au Centre national de la recherche scientifique (CNRS) – Laboratoire des interactions minéraux, matières organiques dans les sols (Limos) (CNRS UMR 7137 et université Henri Poincaré)
Jean-Pierre BOUDOT	Laboratoire des interactions minéraux, matières organiques dans les sols (Limos) (UMR 7137 CNRS et université Henri Poincaré)
Guilhem BOURRIÉ	Unité de recherche Géochimie des sols et des eaux, Inra – Europôle méditérranéen de l'Arbois
Frédéric GÉRARD	Unité de recherche Biogéochimie des écosystèmes forestiers (UR 1138 Inra) – Nancy
Jean Dominique MEUNIER	Centre européen de recherche et d'enseignement des géosciences de l'environnement (Cerege) (UMR 6635 CNRS) – Europôle méditerranéen de l'Arbois
Fabienne TROLARD	Unité de recherche Géochimie des sols et des eaux, Inra – Europôle méditérranéen de l'Arbois

Chapitre 5.1

Marc BENOÎT	Inra – Station Sad Mirecourt – Nancy
Nathalie BRÉDA	Unité mixte de recherche Écologie et écophysiologie forestières de Nancy (UMR A1137 Inra et université Henri Poincaré)

Étienne DAMBRINE	Unité de recherche Biogéochimie des écosystèmes forestiers – Inra Nancy
Jean-Luc DUPOUEY	Unité mixte de recherche Écologie et écophysiologie forestières (UMR A1137 Inra et université Henri Poincaré) – Nancy
Alain FRANC	Unité mixte de recherche Biodiversité, gènes et écosystèmes (UMR 1202 Inra et université Bordeaux I)
Jean GARBAYE	Unité mixte de recherche Interactions arbres/micro- organismes (UMR 1136 Inra et université Henri Poincaré) – Inra Nancy
Frédéric GÉRARD	Unité de recherche Biogéochimie des écosystèmes forestiers (UR 1138 Inra) – Inra Nancy
André GRANIER	Unité mixte de recherche Écologie et écophysiologie forestière – Inra Nancy
Guy LANDMANN	Directeur-adjoint – Gip Ecofor
Denis LOUSTAU	Unité de recherche Écologie fonctionnelle et physique de l'environnement (UR 1263 Inra) – Inra Bordeaux
Francis MARTIN	Unité mixte de recherche Interactions arbres/micro- organismes (UMR 1136 Inra et université Henri Poincaré) – Inra Nancy
Chapitre 6.1	
José MARTINEZ	Directeur de recherche – Chef de l'unité de recherche Gestion environnementale et traitement biologique des déchets – Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (Cemagref) – Rennes
Chapitre 6.2	
Philippe CROCHON	AREVA/BUM – Vélizy

Jean-Didier GAY	IRSN – Direction de la Sûreté des usines, des laboratoires, des transports et des déchets (DSU) – Service de Sûreté des déchets radioactifs (SSD) – Bureau d'évaluation des barrières de confinement des stockages de déchets radioactifs (BECS) – Fontenay-aux-Roses
Henri MÉTIVIER	Directeur de recherche honoraire au Commissariat à l'énergie atomique – Professeur honoraire à l'Institut national des sciences et techniques nucléaires
Jean-Marc PÉRÈS	IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service d'Analyse des risques liés à la géosphère (SARG) – Fontenay-aux-Roses
Chapitre 7	
Christian TAMPONNET	IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service d'Études du comportement des radionucléides dans les écosystèmes (SECRE) – Cadarache
Chapitre 8	
Francis ANDREUX	Unité mixte de recherche Microbiologie et géochimie des sols (UMR 1229 Inra et université de Bourgogne)
Colette MUNIER-LAMY	Laboratoire des interactions minéraux, matières organiques dans les sols (Limos) (UMR 7137 CNRS et université Henri Poincaré)
Chapitre 9	
Marie-Hélène TUSSEAU-VUILLEMIN	Unité Hydrosystèmes et bioprocédés à l'Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (Cemagref) – Antony

Chapitre 10.3

Évelyne BARKER — IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service de Traitement des échantillons et de métrologie pour l'environnement (STEME) – Laboratoire de Mesure de la radioactivité dans l'environnement – Orsay

Patrick BOUISSET — IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service de Traitement des échantillons et de métrologie pour l'environnement (STEME) – Laboratoire de Mesure de la radioactivité dans l'environnement – Orsay

Pierre GERMAIN — IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service d'Études du comportement des radionucléides dans les écosystèmes (SECRE) – Cherbourg-Octeville

Olivier MASSON — IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service d'Études du comportement des radionucléides dans les écosystèmes (SECRE) – Laboratoire de Radioécologie de Cherbourg-Octeville

Auteurs des annexes du chapitre 4

Abdesselam ABDELOUAS — Maître-assistant à École des mines de Nantes – Laboratoire Subatech (UMR 6457 IN2P3/CNRS et université de Nantes)

Erich ANSOBORLO — Direction de l'Énergie nucléaire – CEA

Bernd GRAMBOW — Professeur à l'École des mines de Nantes – Laboratoire Subatech (UMR 6457 IN2P3/CNRS et université de Nantes)

Remo CHIAPPINI — Direction des Applications militaires – Chef de service Radioanalyse chimie environnement – CEA

Ryzsard LOBINSKI	Directeur de recherche – Laboratoire de Chimie analytique, bio-informatique et environnement (UMR 5034 CNRS)
Gilles MONTAVON	Chargé de recherche au CNRS – Laboratoire Subatech (UMR 6457 IN2P3/CNRS et université de Nantes)
Christophe MOULIN	Direction de l'Énergie nucléaire – Chef du laboratoire Spéciation des radionucléides et molécules – CEA
Valérie MOULIN	Direction de l'Énergie nucléaire – Chef du programme Domaine maîtrise des risques – CEA

Auteurs de la note du chapitre 7

Alain Yves HUC	Professeur à l'Institut français du pétrole (IFP)
Bernard OLLIVIER	Directeur adjoint de l'unité mixte de recherche Microbiologie et biotechnologie des environnements chauds (UMR 180 IRD/universités Aix-Marseille 1 et 2)
Franck HAESELER	Chef du département de Géochimie – Institut français du pétrole (IFP)
Daniel PRIEUR	Professeur de microbiologie – Laboratoire de Microbiologie des environnements extrêmes (UMR 6197) – Université de Bretagne occidentale
Michel MAGOT	Professeur à l'Université de Pau et des pays de l'Adour – Laboratoire d'Écologie moléculaire – Institut de biologie environnementale Aquitaine Sud (IBEAS)

Auteurs des encadrés

Chapitre 5.2

Dominique BOUST	IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service d'Études du comportement des radionucléides dans les écosystèmes (SECRE) – Cherbourg-Octeville
Sabine CHARMASSON	IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service d'Étude et de surveillance de la radioactivité dans l'environnement (SESURE) – Laboratoire d'Études radioécologiques en milieu continental et marin (LERCM) – La Seyne-sur-Mer

Présentation deuxième partie

Roland POSS	Directeur de recherche – Unité de recherche Solutions – IRD Montpellier

Chapitre 6.2

Catherine GRIMALDI	Unité mixte de recherche Sol, agronomie, spatialisation – Inra Rennes
Michel GRIMALDI	Unité mixte de recherche Biodiversité et fonctionnement du sol – IRD Bondy

Chapitre 8

Caroline de MALET	Journaliste « Le Figaro »

Chapitre 9

Pascal BAILLY du BOIS	IRSN – Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service d'Études du comportement des radionucléides dans les écosystèmes (SECRE) – Cherbourg-Octeville

TABLE DES MATIÈRES

Rapport Science et Technologie iii

Composition du Comité RST v

Avant-propos ix

Composition du groupe de travail xv

Résumé xxxi

Summary xxxv

Présentation du rapport xxxix

Conclusions générales et recommandations xlvii

Introduction générale 1

1. Objectif du rapport 1
2. Géochimie et biogéochimie 2
   - 2.1. Cadre historique 2
   - 2.2. Domaines spécifiques de la géochimie et de la biogéochimie . . 4
   - 2.3. Les cycles biogéochimiques – Nature et constitution 6
3. Cycles biogéochimiques et anthropisation 7
   - 3.1. Fertilisation azotée des terres cultivées 9
   - 3.2. Dépérissement des forêts tempérées 11
4. Cadre du rapport 12
   - 4.1. Situation et caractéristiques de la biosphère terrestre 12
   - 4.2. Rôle du « système écologique » 15

4.3. Importance du facteur sol et ses conséquences dans le domaine biogéochimique 16

PARTIE I Approche par élément 21

CHAPITRE 1 Cycle du carbone 25

1. Réservoirs, flux et processus – Présentation générale 28
2. Échelles de temps concernées 32
3. Rôle de l'évolution biologique 36
4. Histoire géologique du CO_2 37

CHAPITRE 2 Cycle des principaux nutriments (azote, phosphore et soufre) à l'échelle planétaire 49

1. Processus généraux communs aux divers cycles biogéochimiques des nutriments 51
   - 1.1. La stœchiométrie écosystémique, un problème d'équilibre entre les nutriments 51
   - 1.2. Le rôle de la matière organique 55
   - 1.3. Systèmes biologiques de régulation et zones tampons à diverses échelles 55
   - 1.4. Entrées et sorties des cycles 60
2. Intérêt actuel de la connaissance des cycles globaux particuliers . . . 62
   - 2.1. Cycle global de l'azote 62
   - 2.2. Cycle global du phosphore 64
   - 2.3. Cycle global du soufre 66

CHAPITRE 3 Cycles du silicium, de l'aluminium et du fer 75

1. Le silicium 78
   - 1.1. Recyclage biologique du silicium en milieu continental et son impact sur la pédogenèse 79
   - 1.2. Biogéochimie du silicium, bilans globaux et grands cycles 81
   - 1.3. Le silicium et la production végétale 82
   - 1.4. Le développement de nouveaux outils 83
2. L'aluminium 84
   - 2.1. Spéciation et mobilité de l'aluminium 85
   - 2.2. La toxicité aluminique 87
3. Le fer 89
   - 3.1. Spéciation et mobilité du fer 90
   - 3.2. Interactions entre les formes du fer et l'activité biologique 91

3.3. Interactions entre les formes du fer et les éléments traces métalliques ou les métalloïdes 93
4. Impact de l'activité biologique sur les interactions silicium, aluminium, fer en milieu continental 93

CHAPITRE 4 Radionucléides naturels et artificiels 101
1. Cinétiques d'injections dans l'environnement 106
1.1. Effluents 106
1.2. Accidents (*cf.* note complémentaire Tchernobyl) 106
1.3. Tests nucléaires 107
1.4. Autres sources 108
2. Sources potentielles 108
3. Commentaires 108
Annexe A : La spéciation dans les cycles biogéochimiques des radionucléides 113
Annexe B : Le comportement des radionucléides dans les cycles biogéochimiques 117

PARTIE II Approche par milieu 127

CHAPITRE 5 Écosystèmes peu anthropisés 131

SOUS-CHAPITRE 5.1 Écosystèmes forestiers 135
1. Cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers 135
1.1. Aspects généraux et définitions 135
1.2. Importance des cycles dans les différentes fonctions de l'écosystème 139
1.3. La régulation et/ou le contrôle des cycles 141
1.4. Conclusions sur l'état de l'art 142
2. Les axes de recherche en vue d'améliorer la connaissance et la prévision 143
2.1. Considérations d'ensemble 143
2.2. Les axes de recherche à développer 144

SOUS-CHAPITRE 5.2 Écosystèmes océaniques 159
1. Disciplines concernées et leur évolution 161
1.1. Chimie, géochimie et marqueurs organiques 161
1.2. Biologie et écologie fonctionnelle : développement des approches moléculaire et génomique 162

2. Cas du domaine profond 166
3. Les apports continentaux et l'interface côte-large 167
4. Changement climatique et flux biogéochimiques 172
5. Rôle de l'évolution des outils d'observation ou de modélisation 174

CHAPITRE 6 Milieux à pression anthropique accentuée 177

SOUS-CHAPITRE 6.1 Agrosystèmes particuliers en relation avec l'épandage de matières organiques exogènes 183

1. Matières organiques exogènes (MOE) et effluents d'élevage 185
   1.1. Cadre général de l'élevage intensifié 185
   1.2. Intérêt des matières organiques exogènes 188
2. Influence des MOE sur les cycles biogéochimiques 190
   2.1. Aspect général du problème 190
   2.2. Enjeux environnementaux de l'épandage des matières organiques exogènes 195
   2.3. Régulations et contrôle des cycles par l'homme 206
3. Perspectives et recommandations 212
   3.1. Amélioration des modes de régulation 212
   3.2. Amélioration des outils d'évaluation 216
   3.3. Développement de réseaux d'observation et de sites expérimentaux 218

SOUS-CHAPITRE 6.2 Biogéochimie et réhabilitation des sites miniers et industriels 223

1. L'exploitation minière d'uranium en France et ses impacts 226
   1.1. Introduction 226
   1.2. Exploitation minière : production de stériles et de résidus de traitement de minerai 227
   1.3. Réaménagement des sites miniers 228
   1.4. Gestion des résidus de traitement des minerais et aménagement des stockages 229
   1.5. Surveillance des sites 230
   1.6. Conséquences de l'exploitation de l'uranium la gestion des impacts 230
2. Dégradation des sols et des écosystèmes en milieu tropical humide : les sites nickélifères de la Nouvelle-Calédonie 238
   2.1. Sols et biodiversité spécifique de la Nouvelle-Calédonie 238
   2.2. Résultats des essais de revégétalisation 239

2.3. Enjeux de la mis en place d'une zone atelier/conservatoire en Nouvelle-Calédonie 240

SOUS-CHAPITRE 6.3 Comportement des contaminants chimiques dans les estuaires 245

1. Processus géochimiques généraux 247
2. La matière organique naturelle et ses interactions avec les contaminants 248
3. Les éléments en traces métalliques et métalloïdes 249
4. Les xénobiotiques organiques et hydrocarbures aromatiques 251
5. Les biogaz 253
6. Production primaire, réseaux trophiques et contamination chimique . . 253
7. Modélisation biogéochimique estuarienne, un enjeu national : cas des éléments en traces 254
8. Risques chimiques 256

PARTIE III Secteurs de recherche à développer 261

CHAPITRE 7 Les micro-organismes, clé des recyclages biogéochimiques 265

1. Production et acquisition de nutriments 271
2. Rôle majeur des micro-organismes dans les étapes fondamentales du cycle de divers éléments 272
   - 2.1. Cycle du carbone 272
   - 2.2. Cycle de l'azote 273
   - 2.3. Cycle du soufre 274
   - 2.4. Cycle du phosphore 276
   - 2.5. Cycle du fer 277
   - 2.6. Éléments en traces 278
3. Rôle des micro-organismes dans l'immobilisation et la solubilisation des métaux et non-métaux ; application aux radionucléides (*cf.* aussi chapitre 4) 278
   - 3.1. Immobilisation des éléments minéraux (dont les radionucléides) 279
   - 3.2. Solubilisation d'éléments minéraux dont les radionucléides par les micro- organismes 280
   - 3.3. Rôle spécifique des champignons mycorhiziens 281
   - 3.4. Tableau d'ensemble 281
4. Les couplages de cycles 281
   - 4.1. Couplages entre processus biotiques 281
   - 4.2. Couplages entre processus biotiques et abiotiques 283

5. Rôle de la rhizosphère 284
6. Les associations faune – micro-organismes 285
7. Applications aux biotechnologies de l'environnement et aux traitements de matériaux, minerais et déchets 285
8. Des outils prometteurs pour le développement de l'écologie microbienne des milieux naturels 286

Note sur la biosphère souterraine profonde 290

CHAPITRE 8 Nature, rôle et fonctions des matières organiques dans les sols 297

1. Les matières organiques du sol et leurs grandes fonctions 299
2. Nature des matières organiques 300
3. Réactivité chimique et physicochimique 302
4. Biodégradation et stabilisation des matières organiques 304
5. Interactions organominérales et structure des sols 308
6. Interactions matières organiques – micro-organismes – minéraux dans les sols : quelques exemples et questions 309
   6.1. Exemples d'interactions « argiles – matières organiques – micro-organismes » 309
   6.2. Interactions entre « constituants organiques naturels – contaminants organiques – micro-organismes » ; stabilisation à la biodégradation (« récalcitrante ») 310
   6.3. Impact des interactions micro-organismes – minéraux-matières organiques sur la mobilité des éléments en traces métalliques . . 311

PARTIE IV Nécessité de recourir à des modélisations et à des observations 319

CHAPITRE 9 Développements de la modélisation — Nécessité de mise en place d'indicateurs 325

1. Grandeurs caractéristiques, échelles d'observation, maillage et approximation 334
   1.1. Grandeurs caractéristiques 335
   1.2. Échelles d'observation et de représentation 336
   1.3. Maillage et instrumentation 338
2. Changements d'échelles, couplages et données 339
   2.1. Hiérarchie 339
   2.2. Agrégation, modèles *bottom up* 340
   2.3. Désagrégation, modèles *top down* 344

2.4. Couplage et interfaçage 345
2.5. Données 346

CHAPITRE 10 Mise en place et gestion de réseaux d'observation de longue durée 361

SOUS-CHAPITRE 10.1 Observatoires océaniques et réseaux forestiers 365

SOUS-CHAPITRE 10.2 Observatoire permanent de la radioactivité 373

1. Étude de l'atmosphère 375
2. Étude du milieu terrestre 378
3. Étude du milieu fluvial 380
4. Étude du milieu marin 380

APPENDICE 1 Quelques notions de base en biogéochimie 387

APPENDICE 2 Liste des éléments chimiques 391

APPENDICE 3 Tableau périodique des éléments chimiques 395

APPENDICE 4 Tableau des unités de mesures 399

Groupe de lecture critique 403

Composition du Groupe de lecture critique **405**

Commentaire du Centre de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (Cemagref) **409**

Commentaire du Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (Cirad) **411**

Commentaires de l'Institut français du pétrole (IFP) **413**

Commentaire de l'Institut national de la recherche agronomique (Inra) **417**

Commentaire de Scope France (Scientific Committee on Problems of the Environment) **419**

Présentation à l'Académie des sciences, par Bernard Tissot 421

RÉSUMÉ

Le but de ce rapport est de montrer que l'approche biogéochimique constitue un cadre unitaire pour gérer au mieux l'environnement de la planète et en particulier de la planète **anthropisée**.

Ce cadre repose sur l'étude des cycles biogéochimiques qui caractérisent la biosphère (c'est-à-dire là où se manifeste la vie), et qui sont naturellement plus ou moins liés aux cycles géochimiques généraux du Globe terrestre.

Ceci nous conduit à préciser les limites du rapport.

1. Le rapport ne prend pas en compte toute la planète, mais seulement la partie **supérieure** où se déroulent les phénomènes géodynamiques externes, mais où peuvent intervenir aussi dans un certain nombre de situations des phénomènes de géodynamique interne (volcanisme. . .).

2. Dans cette partie supérieure, le rapport porte plus spécialement sur les zones **continentales**. Naturellement, les terres émergées et les océans sont liés, mais comme ces derniers à la surface du globe ne fonctionnent pas de la même façon, le travail s'adresse principalement aux écosystèmes terrestres.

3. Sur les continents, le rapport est focalisé sur la **biosphère**, qui constitue le système **écologique**.

   Ce système écologique est situé entre :

   – le système climatique, où le cycle de l'océan et de l'atmosphère est primordial ;

   – le système géologique, qui correspond à la géosphère azoïque.

4. Dans le système écologique terrestre, la circulation des éléments fait appel à quatre sortes de relations :

   – plante-atmosphère : sous-cycle atmosphérique ;

   – intérieur de la plante : sous-cycle biochimique ;

   – sol-plante : sous-cycle biologique ;

   – roche-sol : sous-cycle géochimique.

Les cycles biogéochimiques reposent principalement sur les deux derniers sous-cycles où interviennent les **sols** qui sont de ce fait les **pivots** du fonctionnement de la biosphère terrestre.

La finalité de ce rapport n'était pas d'aborder les cycles biogéochimiques de tous les éléments chimiques, mais de montrer pourquoi et comment ces cycles sont amenés à jouer un grand rôle dans l'évolution de la planète anthropisée.

Pour ce faire, le rapport a été divisé en deux ensembles et quatre parties :

- Le premier ensemble regroupe tout ce qui a trait directement à la connaissance des cycles biogéochimiques. Il comporte deux parties.

La **première partie** concerne la description du cycle biogéochimique de quelques éléments qui jouent un rôle majeur dans la biogéosphère ; ont été retenus :

- le carbone, du fait qu'il intervient dans tous les cycles : atmosphérique, écologique et géologique (chapitre 1) ;
- l'azote, le phosphore et le soufre parce qu'ils sont typiques du monde vivant et qu'ils sont susceptibles de jouer un rôle de premier ordre dans l'environnement (chapitre 2) ;
- le silicium, l'aluminium et le fer qui permettent de faire le pont entre le système écologique et le système géologique (chapitre 3) ;
- enfin, les radionucléides (naturels et artificiels), en raison de l'impact qu'ils peuvent avoir sur l'environnement biologique (chapitre 4).

la **deuxième partie** porte sur l'étude biogéochimique de quelques milieux représentatifs de la planète naturelle et anthropisée.

Dans les écosystèmes naturels sont abordés ainsi :

- les écosystèmes forestiers, qui sont très caractéristiques des milieux terrestres et qui sont le siège de recyclages biogéochimiques souvent très performants (chapitre 5.1) ;
- les milieux océaniques ; la biogéochimie de ces milieux a été brièvement décrite, bien que ne faisant pas partie à proprement parler du sujet, pour bien montrer que dans ce domaine tout est lié à la surface du globe (chapitre 5.2).

Dans les milieux à anthropisation accentuée, c'est-à-dire là où des excédents et des surcharges en certains éléments peuvent entraîner des dysfonctionnements, trois situations de ont été retenues :

- dans le domaine agricole est abordé le cas des épandages de matières organiques exogènes (MOE), que l'on rencontre de nos jours dans les bassins d'élevage intensif (chapitre 6.1) ;
- pour le secteur industriel sont présentés quelques milieux où certains éléments métalliques sont en excès, comme cela se produit dans les zones minières et métallurgiques (chapitre 6.2) ;
- enfin, les milieux estuariens, du fait que ceux-ci sont le réceptacle de nombreux contaminants en provenance des continents (chapitre 6.3).

• Le second ensemble résulte de tout ce que le premier nous a appris, à savoir que les cycles biogéochimiques sont la conséquence de systèmes **complexes** qui font appel à beaucoup de disciplines et nécessitent de nombreuses données ; ce qui implique :

(a) un approfondissement dans certains secteurs scientifiques ;

(b) un intérêt particulier pour la collecte des données ;

(c) un recours aux travaux de modélisation.

Le point (a) constitue la **troisième partie**, où on met l'accent sur le développement de tout ce qui concerne le rôle du milieu vivant des sols, domaine où les connaissances sont encore bien déficitaires ; sur cette question deux points sont abordés en particulier :

- les recherches sur les micro-organismes qui sont à la base de la transformation des résidus des êtres vivants et de leur retour à l'état minéral (chapitre 7) ;
- les études sur les matières organiques des sols ; celles-ci jouant en effet un rôle fondamental, du fait qu'elles sont intermédiaires entre le monde minéral et le monde vivant (chapitre 8).

Les points (b) et (c) sont l'objet de la **quatrième partie** qui traite des opérations de modélisation (chapitre 9), avant d'envisager le problème de la collecte générale des données (observatoires, réseaux, . . .) (chapitre 10).

Conclusions et recommandations

Elles concernent plus particulièrement les trois points suivants :

1. mettre l'accent à l'avenir sur un certain nombre de disciplines encore souvent orphelines ; par exemple la chimie bio-inorganique, l'écologie microbienne, la science des sols, . . .
2. sortir, dans ce domaine de recherche, des disciplines classiques et prôner la multidisciplinarité ; ce qui implique :
   - la création de départements transversaux au sein des grands organismes,
   - le développement des relations interorganismes par la mise en place d'unités mixtes,
   - l'appui à réaliser dans le domaine des observatoires : création, suivi et surtout maintenance dans le long terme ;
3. enfin, dans l'enseignement supérieur, envisager la création de structures universitaires permettant de former des étudiants qualifiés dans un secteur aussi crucial pour l'avenir de l'humanité.

SUMMARY

The aim of this report is to demonstrate that the biogeochemical approach provides a uniting framework for managing the environment of our planet and in particular the environment of a planet **reshaped by Man** in the best possible way.

This framework is based on the study of the biogeochemical cycles that characterize the biosphere (*i.e.* the place where life is present) and that are naturally linked to the Earth's overall geochemical cycles.

The above considerations lead us to define the limits of this report.

1. This report does not take into account all of the planet, only its **upper** surface which is where external geodynamical phenomena occur and where, in certain situations, some internal geodynamical phenomena (for instance, volcanism) may act.

2. Regarding this upper surface, the report focuses more particularly on the **continental** areas. Emerged land and oceans are of course linked, however because they do not function in a similar fashion at the surface of the planet, the report mainly addresses terrestrial ecosystems.

3. Regarding the continents, the report focuses on the **biosphere**, which constitutes the **ecological** system.

   This ecological system is situated between:

   – the climatic system, where the oceanic and atmospheric cycle is primordial;

   – the geological system, which corresponds to the geosphere devoid of animals.

4. Within the terrestrial ecological system, the circulation of elements involves four kinds of relations:

   – plant-atmosphere: the atmospheric sub-cycle;

   – internal to plants: the biochemical sub-cycle;

   – soil-plant: the biological sub-cycle;

   – rock-soil: the geochemical sub-cycle.

Biogeochemical cycles rely mainly on the last two sub-cycles which both involve **soils**, hence they are pivotal to the operation of the terrestrial biosphere.

The goal of this report is not to describe the biogeochemical cycles of all the chemical elements, but to show why and how these cycles have a significant role in the evolution of a planet shaped by man.

In order to do so, the report is divided into two units and four parts:

In the first unit, all the information that is directly linked to understanding geochemical cycles is brought together. It is divided in two parts.

The **first** part concerns the description of the biogeochemical cycle of some of the elements that play a major role in the biogeosphere. We have focused on:

- carbon, because it is involved in all of the cycles, *i.e.* the atmospheric, ecological and geological cycles (chapter 1);
- nitrogen, phosphorus and sulfur because they are specific to the living world and because their role is likely to be primordial in the environment (chapter 2);
- silicon, aluminum and iron because they allow us to make a bridge between the ecological and the geological systems (chapter 3);
- finally, radionuclides (natural and artificial), due to their impact on the biological environment (chapter 4);

The **second** part concerns the biogeochemical study of a number of representative environments of the natural and man-shaped planet.

Regarding natural ecosystems, we have focused on:

- forest ecosystems, which are highly characteristic of terrestrial environments and which are the site of often very efficient biogeochemical recycling (chapter 5.1);
- oceanic environments. Although not part of our topic, the biogeochemistry of these environments is described very briefly to show that in this field everything at the surface of the planet is linked (chapter 5.2).

In environments that are highly influenced by Man where the excess and overload of certain elements can lead to dysfunctions, we have focused on three types of environments:

- the agricultural sector, where we looked at the practice of manuring using exogenous organic matter (EOM) which is found in areas of intensive breeding farms (chapter 6.1);
- the industrial sector; we present a number of environments where certain elements are in excess, such as can happen in mining and metallurgy areas (chapter 6.2);
- Finally, we looked at estuary environments because they are the collection point for numerous contaminants coming from the continents (chapter 6.3).

  The second unit proceeds from all we have learnt in the first, briefly that biogeochemical cycles are the consequence of **complex** systems that necessitate many scientific fields and numerous data. This consideration implies:

  a) further studies in certain scientific areas;
  b) a particular interest in data collection;
  c) the reliance on model building.

Point a) constitutes the third part which stresses the development of all venues concerning the role of the soil as a living environment. Knowledge is still lacking in this area. Concerning this issue, two points are considered in particular:

- research on **micro-organisms** that are crucial for transforming waste and other residues from living beings and their return to the mineral state (chapter 7);
- research on soil **organic matter**, which plays a fundamental role because it is an intermediate between the mineral world and the living world (chapter 8).

Points b) and c) are treated in the fourth part of the report which discusses model operations (chapter 9) and problems linked to a generalized collection of data (for instance, observatories, networks) (chapter 10).

Conclusions and recommendations

Our conclusions and recommendations concern more specifically the following three points:

- to support in the future a number of disciplines which are still orphan, for example bioinorganic chemistry, microbial ecology, soil science;

- to go beyond the classic disciplines in this area of research and emphasize multidisciplinarity. This implies:
  - creating transversal departments within the major research organizations;
  - the development of relations between organizations to create mixed research units;
  - supporting actions in the area of observatories: creation, follow-up and mostly long-term maintenance;
  - finally, regarding higher education, to contemplate the creation of university structures that make it possible to train qualified students in this sector which is crucial to the future of humanity.

PRÉSENTATION DU RAPPORT

1 Indications préliminaires

Il semble opportun d'indiquer tout d'abord ce sur quoi porte le rapport, ce qu'il ne contient pas et la manière dont il a été structuré. Plusieurs points sont à ce sujet à préciser :

- le rapport porte essentiellement sur le fonctionnement biogéochimique de la biosphère terrestre ; il contient cependant quelques données générales sur le milieu océanique, qui naturellement est en interaction avec le domaine continental. Il traite aussi dans certains cas des interactions entre la biosphère et le système géologique ;

- il s'intéresse plus particulièrement aux relations « sol-plante », donc au sol et à ses composants ; de ce fait, il n'aborde pas les problèmes plus spécifiques liés à la croissance végétale qui relèvent de l'écophysiologie fonctionnelle et de la bioclimatologie.

Ceci indiqué, le rapport comprend quatre parties, qui peuvent être regroupées en deux grands ensembles.

- Le premier ensemble (1ère et 2e parties) traite, en s'appuyant sur quelques exemples caractéristiques, des cycles biogéochimiques à proprement parler et fait le point sur les processus mis en jeu au cours des recyclages. Il est abordé, soit par **éléments** (1ère partie) en prenant en compte *tous* les compartiments où ceux-ci sont susceptibles d'intervenir, soit par **milieux** (2e partie), c'est-à-dire en portant son attention sur un compartiment donné et en s'intéressant aux *différents* éléments qui peuvent y jouer un rôle.

- Le second ensemble (3e et 4e parties) regroupe une série de points tournant autour de la nécessaire amélioration de nos connaissances sur les cycles, surtout si l'on veut obtenir d'eux un maximum de services. Il a trait d'abord à un certain nombre d'actions de recherche disciplinaires sur lesquelles il est nécessaire d'obtenir un effort appuyé. Il concerne ensuite des actions d'ordre multidisciplinaire qui, s'appuyant sur des modélisations et des observations, permettront d'avancer dans la gestion de ces systèmes biogéochimiques complexes.

2 | Approche par éléments (1ère partie)

La première partie traite du comportement d'un certain nombre d'éléments qui sont apparus à l'analyse comme étant à la base du fonctionnement biogéochimique de la biogéosphère (naturelle et anthropisée). Elle comprend quatre chapitres :

– Le chapitre 1 est consacré à la présentation du cycle du **carbone**, qui constitue l'élément majeur de l'histoire générale de la biogéosphère, mais qui « bien que le plus étudié est encore insuffisamment connu »[1]. En effet cet élément intervient à tous les niveaux : différents compartiments (atmosphère-sols terrestres-sédiments marins), différents états chimiques (CO_2-composés organiques), différentes formes (êtres vivants-carbonates-combustibles fossiles), différentes échelles de temps (depuis l'année pour les processus biologiques jusqu'à plusieurs centaines de millions d'années pour l'altération des roches et la fossilisation de la matière organique). Il a de ce fait une dimension géologique incontestable, mais en outre, c'est un élément qui est beaucoup lié à l'anthropisation en raison de la très forte redistribution que l'homme lui fait subir en relation avec ses besoins énergétiques en combustibles fossiles ; ceci sans oublier le rôle majeur que le carbone joue à la surface du globe sur le climat (effet de serre), ainsi qu'à travers la fabrication grâce à la photosynthèse d'un grand nombre de molécules carbonées, à laquelle participe naturellement la production agricole. Ces derniers développements assurent la transition avec les éléments étudiés dans le chapitre 2.

– Le chapitre 2 concerne l'**azote**, le **phosphore** et le **soufre** qui sont abordés ensemble du fait que ces nutriments majeurs des organismes phototrophes (végétaux) peuvent avoir en même temps des effets négatifs sur l'environnement (ce qui n'est pas le cas d'un autre nutriment majeur, tel le potassium) ; par ailleurs tous les trois font intervenir des processus généraux communs, contrôlés en totalité ou en partie par les communautés microbiennes du sol. Pour ces trois éléments, des cycles sensiblement équilibrés, basés sur la mise en œuvre de systèmes tampons naturels qui les régulaient, avaient été mis en place au cours de l'évolution de la biosphère. Il n'en est plus de même aujourd'hui en raison de l'anthropisation accélérée de la planète et notamment de l'intensification des activités agricoles depuis une cinquantaine d'années. Au cours de ce chapitre, il est fait état de l'apparition de dysfonctionnements des cycles de ces nutriments, ainsi que de la détérioration des services écosystémiques à en attendre. L'approche sera présentée par éléments, mais en réalité ce sont déjà les problèmes

[1] B. Tissot *et al.* (2005). *Perspectives énergétiques*. Académie des sciences, DNBR, tome VIII.

des agrosystèmes modernes, en tant que milieux, qui sont évoqués dans ce chapitre.

– Le chapitre 3 traite des cycles biogéochimiques du **silicium**, de l'**aluminium** et du **fer** qui sont, après l'oxygène, les trois éléments majeurs de la croûte terrestre (tableau 3.1). Ils sont à la base de l'évolution géochimique de la lithosphère (altération des roches et érosion chimique des terres émergées) (*cf.* figure 1.4.) dont les caractéristiques générales sont bien connues, à savoir une redistribution notable de la silice, alors que l'aluminium et le fer (avec les éléments en traces métalliques qui l'accompagnent) sont très peu redistribués. Mais ce chapitre traite aussi des aspects moins connus concernant l'action de ces éléments en relation avec le développement des êtres vivants où ils peuvent, dans un certain nombre de situations, jouer le rôle de facteur limitant (ceci est très net dans les océans notamment pour le silicium et le fer). Le recyclage biologique de la silice, qui arrive à contrôler dans certains cas la géochimie des sols, la phytotoxicité de l'aluminium et enfin l'influence du fer sur l'activité microbienne sont spécialement analysés.

– Enfin, le chapitre 4 s'intéresse aux **radionucléides**, en raison de leur impact sur l'environnement (IRSN, 1994), mais qui avaient été peu intégrés jusque-là dans le cadre d'une vision globale des échanges, fondement même de la conception biogéochimique. Ceci est particulièrement net pour les radionucléides artificiels produits par la fission nucléaire, dont la mise en œuvre ne date que de quelques décennies. Des connaissances approfondies dans le domaine de la spéciation s'avèrent indispensables pour ces éléments, ainsi d'ailleurs que la connaissance de leurs interactions avec les activités biologiques et notamment avec les micro-organismes.

3 | Approche par milieux (2e partie)

Si, dans la première partie, l'analyse des cycles biogéochimiques est envisagée globalement par élément ou groupe d'éléments, la deuxième partie aborde le problème par milieux en considérant simultanément **l'ensemble** des éléments concernés dans le fonctionnement d'un écosystème donné ; l'écosystème, constitué par les interactions fonctionnelles biocénose-biotope étant considéré comme l'élément de base de la biosphère. Tous les milieux ne pouvant être examinés dans ce rapport, le choix retenu porte sur **cinq** d'entre eux qui vont servir de références à l'extension des connaissances à d'autres écosystèmes ; *deux* concernent les milieux semi-naturels ou encore très peu artificialisés : domaine continental forestier et domaine océanique. Les *trois* autres s'intéressent ensuite à des milieux *particuliers*, qui sont très artificialisés par suite d'une intense activité

anthropique : d'abord les agrosystèmes animaux notablement perturbés dans le cadre d'une activité industrialisée en relation avec la forte production d'effluents d'élevage (matières organiques exogènes), ensuite des milieux fortement modifiés du fait de l'activité minière, industrielle ou urbaine, enfin le domaine estuarien représentant des milieux littoraux semi-fermés, généralement à haute productivité, mais où viennent se déverser de nombreux rejets en rapport avec les interventions humaines des dernières décennies.

– Le chapitre 5, consacré aux écosystèmes peu anthropisés, aborde l'étude de deux grands domaines de la surface du globe, qui sont naturellement liés, mais qui fonctionnent différemment : d'une part, les écosystèmes forestiers en tant que modèles des écosystèmes continentaux et d'autre part les océans, qui jouent un rôle majeur dans le cycle du CO_2.

  - Les **écosystèmes forestiers** (5.1) ont été retenus d'abord parce qu'ils sont très représentatifs des milieux terrestres naturels (ils couvrent encore 22 % des terres émergées et fournissent 50 % environ de la production primaire de la planète) ; mais ils sont intéressants aussi du fait qu'ils constituent un bon exemple de type de milieux à sols *pauvres* où, sans intrants, sans pratiques culturales et sans traitement particulier mais grâce à des recyclages biogéochimiques performants, ils sont à même d'assurer de façon *régulière* une production de biomasse (certes ligneuse) très intéressante, tout en jouant un rôle écologique et environnemental de premier plan (cycle de l'eau, stockage du carbone, impact paysager, . . .). De plus, de tels écosystèmes autonomes et efficaces sont le prototype même des agrosystèmes *extensifs* (opposés à ceux dont il est question dans le chapitre 5.2), donc se rapprochant d'un mode d'agriculture biogéochimiquement contrôlée, base dans le domaine agricole de ce que l'on appelle aujourd'hui le « développement durable ».

La présentation concerne essentiellement les écosystèmes gérés de la zone *tempérée*, car à la suite des phénomènes de dépérissement dans les années 1980 (pluies acides), ceux-ci ont donné lieu à une série de recherches qui peuvent de ce fait servir de modèles à l'étude biogéochimique de beaucoup d'autres écosystèmes terrestres : forêts tropicales, prairies naturelles. . .

  - Le sous-chapitre 5.2 expose les problèmes généraux concernant les **milieux océaniques** et décrit les espoirs qui sont attendus du développement de la biogéochimie marine (par exemple : les facteurs limitants de la nutrition, tels le silicium, le fer, le phosphore, . . . n'étant pas toujours ce que l'on attendait). Dans ce domaine, les questions à résoudre restent encore nombreuses et spécifiques malgré les travaux déjà réalisés dans le cadre du GIEC : évaluation des interactions

avec l'atmosphère (climat-transport intercontinental de matière, . . .) ainsi que du rôle des sédiments, importance des phénomènes biologiques non encore bien explorés concernant notamment les populations planctoniques, insuffisance dans la connaissance des processus hydrodynamiques qui sont à l'origine des circulations océaniques et des phénomènes de stratification. Tout ceci fait qu'on se trouve aujourd'hui devant un grand chantier exigeant la présence de nombreux réseaux d'observations et de mesures biogéochimiques dont il sera fait état au chapitre 9.

– Le chapitre 6 s'attache à présenter le fonctionnement biogéochimique de quelques milieux où se manifeste une pression anthropique tout à fait spécifique. **Trois cas** ont été retenus :

  - Le premier (sous-chapitre 6.1) passe en revue les problèmes relatifs à l'épandage sur les terres agricoles des **matières organiques exogènes** (MOE) dont 95 % en France sont représentés par des effluents, en provenance de zones d'élevages intensifiés et impliquant de ce fait un apport exogène d'aliments du bétail. La question abordée est la suivante : comment tirer le meilleur parti de ces MOE, qui sont à la fois des amendements et des engrais organiques, et comment s'appuyer sur les recyclages biogéochimiques pour empêcher l'individualisation de « zones d'excédent structurel » susceptibles de présenter des phénomènes de pollution de l'environnement : air (émissions gazeuses de composés azotés), eaux (azote, phosphore, pesticides) et sols (zinc, cuivre, phosphore et autres éléments en traces métalliques). Des indications à propos de la régulation et du contrôle sont apportées dans ce domaine, d'une part grâce à la prévention résultant d'une meilleure gestion de l'alimentation animale, d'autre part grâce à l'aide de traitements (fermenteur), et enfin en s'appuyant sur un raisonnement agronomique reposant sur une gestion réfléchie des apports aux sols.
  - Le deuxième (sous-chapitre 6.2) traite avant tout de la perturbation des cycles dans les **sites miniers et industriels** qui sont très particuliers du fait que la redistribution des éléments métalliques sort du schéma classique des systèmes naturels. Il est donc souhaitable d'envisager ce genre de problèmes d'environnement en introduisant la notion de cycle biogéochimique, ne serait-ce que pour s'extraire du cadre habituel « pollution-effet ».
  - Le troisième cas (sous-chapitre 6.3) concerne le comportement des contaminants chimiques, organiques et métalliques, dans les **estuaires** – zones parmi les plus productives du domaine marin – qui constituent des interfaces particulières entre continents et océans, donc à la fois solidaires du bassin versant du fleuve, mais aussi en

continuité avec les systèmes côtiers. Soumis plus que d'autres écosystèmes marins aux effets de l'activité humaine, ils sont le siège de piégeages et de recyclages des éléments de grande intensité, dont la maîtrise passe par une bonne connaissance des processus biogéochimiques mis en jeu.

4 | Secteurs et disciplines à renforcer (3e partie)

La troisième partie insiste sur deux secteurs de recherche sur lesquels des efforts doivent être réalisés en vue d'une meilleure connaissance des cycles biogéochimiques :

- un renforcement des études sur les micro-organismes et l'écologie microbienne des sols ;
- un approfondissement dans le domaine des matières organiques des sols (nature et réactivité).

D'autres secteurs scientifiques, qui sont aussi très importants en vue d'une meilleure compréhension des cycles biogéochimiques, n'ont pas pu être analysés dans cette partie du rapport. Il s'agit notamment de l'**action de la faune tellurique** et surtout de la **spéciation des éléments chimiques**, éléments en traces compris. Ils n'ont pas pour autant été oubliés, mais ont été développés ailleurs dans le document :

- pour la faune dans les chapitres 2 et 7 ;
- pour la spéciation dans les chapitres 4 et 10 pour les radionucléides, dans les chapitres 3 et 7 pour l'aluminium et le fer et dans le chapitre 7 pour le phosphore.
    - Le chapitre 7 traite du rôle joué par les organismes vivants décomposeurs (saprophytes), essentiellement des **micro-organismes** (bactéries et champignons notamment) dans le recyclage des éléments au sein de la biosphère de surface et des sols en particulier (à titre d'exemple 90 % environ du CO_2 relargué par les écosystèmes résultent de leur activité). Un tel recyclage découle avant tout de leur action, d'une part dans l'incorporation de nombreux éléments par la matière vivante (**biosynthèse**) et dans la dégradation des substances organiques naturelles ou synthétiques (biodégradation), d'autre part dans la décomposition des minéraux (géomicrobiologie) ; mais aussi du fait qu'ils agissent comme agents (directs ou indirects) dans les

réactions d'oxydation, réduction ou complexation d'éléments majeurs (carbone, azote, phosphore, soufre) et traces (fer, manganèse, cuivre, . . .).

Ceci étant, il est bon d'indiquer que de nombreux verrous technologiques demeurent aujourd'hui ; aussi bien pour identifier cette microflore tellurique que pour préciser la nature des communautés microbiennes, en particulier la microflore rhizosphérique, ou encore pour appréhender les nombreuses stratégies énergétiques et nutritionnelles mises en jeu. C'est donc une véritable « biogéochimie microbienne » qu'il s'agit maintenant de développer.

Une note dans ce chapitre est en outre consacrée à une brève présentation de la « biosphère souterraine profonde », dont l'existence n'a été détectée que récemment et dont l'impact sur les grands cycles biogéochimiques est encore à ce jour peu connu. Il est clair pourtant que ce type de métabolisme devrait à l'avenir être pris en considération, ne serait-ce que dans les projets de séquestration souterraine du CO_2 pour lutter contre les gaz à effet de serre.

– Le chapitre 8 concerne les **matières organiques** des milieux supergènes, c'est-à-dire l'ensemble des composés carbonés d'origine biologique, qui constitue le plus grand stock **labile** de nutriments, tels azote, phosphore et soufre, dans les sols, les sédiments et les eaux et qui joue de ce fait un rôle clé en biogéochimie. Il traite surtout de la nature et des fonctions de la matière organique des **sols**, ces derniers servant, à la surface de notre planète, d'intermédiaires privilégiés entre constituants minéraux et matière vivante. Toute une recherche doit être entreprise pour mieux définir les propriétés chimiques, physicochimiques et biogéochimiques de ces macromolécules à structure aléatoire, qui forment d'ailleurs un véritable continuum entre les composés les plus simples et les gros polycondensats. C'est là un travail très délicat, car il implique au préalable la mise au point de méthodes préparatoires évitant toute dénaturation.

5 | Aspects méthodologiques, observations et modélisations (4e partie)

L'examen des cycles biogéochimiques, qui sont présentés au cours de la première et de la deuxième partie, montre sans ambiguïté que ceux-ci reposent sur le comportement de nombreux éléments susceptibles d'intervenir dans des contextes à la fois hétérogènes, non stationnaires, spatialisés et aussi à différentes échelles temporelles ; d'où la nécessité de s'investir dans des travaux de

modélisation biogéochimique à partir de données dont il faut auparavant assurer la collecte.

Dans ces conditions, toute étude à ce sujet comporte deux phases :

- l'obtention de résultats numériques fiables ;
- le traitement des données et la conception de modèles.

Ces points constituent la charpente des deux chapitres de cette quatrième partie, tout en précisant qu'il ne s'agit pas de les opposer, mais plutôt d'arriver à les fusionner au sein d'un seul dispositif conceptuel qui sert de principe unificateur. La collaboration doit donc se faire dans les deux sens : naturellement, des données expérimentales aux modèles, mais aussi des modèles aux données prévisionnelles ; ces dernières devant être sans cesse recalées en fonction de l'avancement de la modélisation, de l'acquisition de nouvelles données et de l'évolution des questions posées. C'est la raison pour laquelle le rapport présente d'abord les opérations de modélisation (chapitre 9) et qu'il traite ensuite du problème des observatoires et des réseaux (chapitre 10).

- Le chapitre 9 est donc consacré à la **modélisation** en biogéochimie avec ses différentes facettes : typologie des modèles, échelles d'observation, maillage, changement d'échelle, couplage, . . .
- Quant au dernier chapitre (chapitre 10), il aborde la question de la mise en place et de la gestion de **réseaux d'observation** à caractère scientifique. Il présente d'abord un état des lieux et des nécessités indispensables en vue du suivi biogéochimique de deux milieux caractéristiques de la planète :
  - pour les milieux aquatiques : les *observatoires océaniques* (10.1) ;
  - pour les zones terrestres : les *réseaux forestiers* (10.2).

Mais il traite aussi de la question des *observatoires de la radioactivité* (10.3).

Tout ceci conduit à proposer une série de conclusions générales ainsi que des recommandations.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET RECOMMANDATIONS

Dans le contexte général de l'histoire et du fonctionnement de la planète, la connaissance des cycles biogéochimiques des éléments chimiques et de leur interconnexion apparaît incontournable, d'une part au regard de la grande rubrique de « l'Économie de la nature » et d'autre part de la gestion des biens et services écosystémiques qu'il s'agit de régir dans les meilleures conditions. La biosphère en particulier ne vit que parce qu'il existe une circulation permanente des différents éléments entre celle-ci et les autres enveloppes terrestres. La connaissance de ces cycles est en outre d'une importance capitale, car à notre époque l'action de l'homme sur l'environnement pèse de plus en plus lourdement sur ces équilibres, allant jusqu'à modifier les flux et les stocks (réservoirs) habituels de nombreux éléments et ce, jusqu'à provoquer des dysfonctionnements avec modification des systèmes écologiques, qui peuvent être dans certains cas irréversibles. Tous ces changements sont préjudiciables à l'évolution prochaine de l'humanité, comme on peut s'en rendre compte à notre époque à travers l'éclosion de véritables alertes, tels par exemple l'accroissement des gaz à effet de serre, l'enrichissement des eaux et des terres cultivées en certains éléments (eutrophisation), les dépérissements forestiers associés aux « pluies acides », sans oublier les différents problèmes de pollutions et contaminations (métaux ou xénobiotiques).

La biogéochimie se trouve donc bien au cœur des questions concernant le fonctionnement et la gestion des principaux écosystèmes de la planète, et en particulier de ceux caractérisant les terres émergées que nous avons plus spécialement analysés au cours de ce rapport (*cf.* figure 2 de l'introduction générale). Elle est ainsi à la base du défi écologique qui constitue un des grands défis du monde actuel à côté des défis climatique, énergétique. . .

À partir de toutes les données rassemblées dans ce document, on est amené à conclure en considérant successivement trois étapes : la première consiste à établir une liste de constatations générales, la deuxième en tirer une série de conséquences majeures et enfin la troisième à proposer un certain nombre de recommandations.

1 Constat d'ensemble sur l'importance de la notion de cycle biogéochimique

Le fonctionnement général de la biosphère, et notamment de la biosphère continentale repose avant tout sur la maîtrise des cycles géochimiques des différents éléments chimiques qui participent à la vie de la planète ; et ceci résulte de plusieurs constatations :

1. seuls en effet les cycles biogéochimiques permettent d'avoir une vision **globale** du comportement dynamique des éléments chimiques dans l'**environnement,** aussi bien à travers les divers compartiments (biotiques et abiotiques) de la planète qu'au cours des différents âges qui ont marqué son évolution ;
2. seuls, ils sont à même de conduire l'homme à prendre conscience de son action trop pressante sur des milieux où il doit continuer à vivre[1] ;
3. seuls, ils permettent d'apprécier le degré de sollicitation que ce dernier fait peser sur des systèmes naturels en évolution permanente ;
4. seuls enfin, ils sont susceptibles de lui suggérer des modalités en vue de la gestion des écosystèmes ou encore de lui apporter des formules permettant la régénération des environnements perturbés.

Ces diverses constatations montrent bien aussi que les cycles biogéochimiques sont à la base de la maîtrise d'un « développement durable » de la planète, notion qui essaie de concilier aujourd'hui la gestion des ressources naturelles ainsi que la protection de l'environnement avec le développement indispensable à la survie dans l'avenir d'un grand nombre de sociétés humaines. Dans cette perspective, elles nous permettent de faire ressortir toute une série de conséquences qui nous conduiront par la suite à élaborer plusieurs recommandations.

2 Conséquences en vue d'assurer une avancée dans les connaissances en biogéochimie continentale

La mise en œuvre des mesures à recommander doit s'appuyer sur un certain nombre de points. Il s'agit notamment de :

[1] D'après le rapport *Millennium Assessment* (2005), sur 24 services écosystémiques répertoriés, 14 sont en train d'être dégradés ; par ailleurs, 60 % des écosystèmes sont déjà altérés de manière préoccupante.

a. prendre en compte les cycles biogéochimiques de **tous** les éléments, même de ceux qui n'étaient pas concernés jusque-là par ce type d'approche, comme par exemple les radionucléides injectés (ou qui seront injectés) dans l'environnement ; mais le faire davantage en considérant le couplage des cycles qu'en ayant recours à des approches mono-élémentaires ;

b. mieux connaître et prendre en considération le parcours « biologique » d'éléments chimiques qui ne font pas partie à proprement parler des nutriments ;

c. mettre un accent particulier sur des secteurs scientifiques déterminants comme, par exemple, la spéciation organique et inorganique des éléments, le mode d'intervention des organismes vivants et notamment de la faune tellurique, le devenir des résidus organiques dans les sols et en particulier l'évaluation du recyclage résultant de l'activité microbiologique ;

d. mobiliser les compétences aux interfaces et développer une approche multidisciplinaire impliquant un lien étroit entre deux domaines habituellement disjoints que sont le minéral et le biologique. Seule une approche de ce type permet d'avoir une vue synthétique lorsque l'on a à appréhender des phénomènes complexes mettant en jeu à la fois de multiples phases, plusieurs compartiments, divers types de réactions (biotiques et abiotiques) et faisant appel à différentes disciplines de base, dont on connaît l'étanchéité au sein des structures habituelles de la recherche, et qui sont en outre le plus souvent gérées dans notre pays par des autorités scientifiques distinctes ;

e. disposer de nombreuses observations et collecter dans une approche structurée les multiples données qui sont nécessaires à différentes échelles de temps et d'espace. Cela implique la mise en place de dispositifs stables permettant d'obtenir des données fiables dont on aura à assurer le suivi en continu ; mais cela implique dans le même temps d'améliorer les outils d'observation et les méthodes de mesures (métrologie, automatisme, traceurs naturels, traceurs isotopiques, . . .) ;

f. concevoir des modèles permettant d'entrer les informations recueillies pour en tirer les conséquences ; les données à elles seules ne présentant qu'un intérêt de mémoire. Il est clair naturellement que l'intégration « données–observations–modélisations » doit être affirmée, **dès la conception** des projets à réaliser, comme une condition *sine qua non* de la réussite de toute opération de modélisation des systèmes biogéochimiques à gérer et dont on souhaite suivant les cas le maintien, l'amélioration ou encore la restauration (*cf.* chapitre 10) ;

g. mettre en œuvre enfin de nouveaux moyens permettant de passer, en ce qui concerne l'écosystème continental, du local au régional, puis au global

(introduction des méthodes géostatistiques, utilisation des satellites et des techniques spatiales. . .).

À partir de là, le groupe de travail est conduit à formuler plusieurs recommandations générales, les recommandations particulières ayant déjà été énoncées à la fin des différents chapitres.

3 | Recommandations générales

Les recommandations proposées sont de trois ordres suivant qu'elles impliquent les connaissances de base à développer, les problèmes de structuration à envisager tant dans le domaine de la recherche que celui de l'enseignement supérieur et enfin, les moyens à préconiser en vue d'assurer une meilleure maîtrise des systèmes biogéochimiques de la planète.

Première recommandation : mettre un accent particulier sur plusieurs domaines scientifiques

Une amélioration de nos connaissances sur la biogéochimie de l'environnement continental implique tout d'abord que la science fasse davantage d'efforts dans certains domaines de recherche qui n'ont pas été assez développés jusqu'alors et qui s'avèrent incontournables en vue d'une meilleure compréhension des phénomènes d'interface qui interviennent dans tous les cycles biogéochimiques ; entre autres, la spéciation des éléments chimiques, la nature des phases colloïdales (organiques et inorganiques), la constitution et le fonctionnement des matières organiques de la biosphère, l'écologie microbienne des sols. . . sans oublier les recherches en modélisation et simulation numérique.

C'est la raison pour laquelle il est proposé de faire à brefs délais un effort prioritaire dans deux secteurs qui interviennent dans tous les couplages entre phénomènes biotiques et abiotiques. Il s'agit de la **microbiologie des sols** et de la **chimie bio-inorganique**.

Deuxième recommandation : développer la multidisciplinarité en vue de l'étude biogéochimique des systèmes de l'environnement

Étant donné qu'aucune discipline scientifique habituelle ne permet, à elle seule, d'appréhender l'ensemble des problèmes abordés, il devient impératif de dépasser les approches sectorielles et d'envisager les problèmes biogéochimiques en s'appuyant sur une démarche systémique à caractère multidisciplinaire. Ceci implique, dans le cadre de la biosphère continentale, de promouvoir

des rapprochements conceptuels entre la physicochimie, la minéralogie, la microbiologie et l'écologie scientifique, entre la géochimie minérale et la géochimie organique, entre la géochimie de surface et la géochimie de la profondeur, entre l'agronomie et l'écologie fonctionnelle. . ., en un mot entre tout ce qui permet de développer une thématique propre aux « biogéosciences de l'environnement » allant de la roche non altérée jusqu'à l'atmosphère *via* l'hydrosphère et la biosphère, et ainsi de provoquer un rapprochement indispensable entre le minéral et le vivant, donc entre les sciences de la Terre et les sciences de la Vie, dont les épicentres scientifiques tendent assurément aujourd'hui plus à s'éloigner qu'à se rapprocher.

Ce besoin de multidisciplinarité implique d'abord de faire évoluer petit à petit les mentalités en sortant du cadre disciplinaire classique et en prônant une approche des problèmes de biogéochimie qui soit à caractère thématique ; celle-ci devant se faire à plusieurs niveaux :

– d'abord au niveau des **unités de bases** en favorisant la création de laboratoires **mixtes** dédiés notamment à l'étude des interactions biogéochimiques entre micro-organismes, minéraux et MOS, micro-organismes et faune tellurique[2]. Tous les laboratoires ou unités consacrés par exemple à la géomicrobiologie, à la biogéochimie microbienne, à la chimie bioinorganique, à la géochimie environnementale, à l'écologie des sols. . . relèvent à notre époque de cette nouvelle approche ;

– ensuite au niveau des **organismes de recherche** ; ceci en initiant de grands programmes fédérateurs ou de GIS[3] mais surtout en mettant en place de nouveaux départements à caractères **transversaux**, qui doivent être dotés de moyens attirants leur permettant de se développer rapidement. Certains ont vu le jour assez récemment dans divers EPST : EDD (« Environnement et développement durable ») au CNRS, « Environnement, écosystèmes naturels et cultivés » à l'Inra, « Milieux et environnement » à l'IRD. . . Encore faut-il tout d'abord que cela découle d'un cadre conceptuel unitaire et ne corresponde pas seulement à un simple regroupement par juxtaposition. Ensuite, il s'agit de les doter de moyens attractifs (recrutement, équipement, fonctionnement) leur permettant d'assurer leur expansion. La nouvelle Agence nationale pour la recherche (ANR), créée par le ministère de la Recherche, paraît tout à fait adaptée pour aider à promouvoir une telle évolution ;

[2]L'UMR Bioemco (Biogéochimie des écosystèmes continentaux) du CNRS et les UMR Environnement et grandes cultures (EGC) et Écotoxicologie des sols (Pessac) de l'Inra intégrés dans le pôle de Recherche EGER de Grignon en est un bon exemple.

[3]ECCO (surface et interfaces continentaux) de l'Insu ou le GIP ECOFOR (Écosystèmes forestiers) sont à insérer dans ce cadre ; la future fédération FIRE de l'Insu encore plus.

– enfin, au niveau des **universités**, en proposant aux étudiants des enseignements multidisciplinaires convenablement construits et bien adaptés à la formation des futurs cadres du secteur de l'environnement tant dans le domaine de la recherche que dans celui du développement. Or, cela n'est pas une chose aisée à réaliser ; il ne s'agit pas en effet d'amoindrir les formations de base dont l'enseignement au plus haut niveau continue à être tout à fait indispensable, mais de pouvoir les insérer en parallèle au sein d'un cadre multidisciplinaire relevant de l'environnement, qui permettrait de promouvoir ou de renforcer des disciplines quelque peu orphelines, telles par exemple la science des sols (pédologie) et l'écologie fonctionnelle, dont on a vu toute l'importance au niveau de la biosphère continentale. En second lieu, les structures habituelles de l'Université avec les découpages classiques sciences exactes/sciences de la nature ne permettent pas aux étudiants ayant choisi les orientations de géosciences ou de biologie d'avoir une formation mathématique suffisante pour pouvoir aborder dans les meilleures conditions les problèmes de modélisation (*cf.* l'article Modélisation de systèmes complexes en agronomie et environnement de P. Auger et M. Thellier dans *La lettre de l'Académie des sciences* N° 17, automne 2005).

Ainsi, former dans le cadre de l'enseignement supérieur des étudiants qui ne soient pas que spécialisés et monodisciplinaires est vraiment le défi que les universités ont à résoudre à notre époque dans le grand domaine de l'environnement.

Troisième recommandation : étendre, unifier et pérenniser les réseaux d'observation de longue durée

Le développement de nos connaissances sur les cycles biogéochimiques repose sur l'existence d'observatoires permanents et sur l'organisation de réseaux d'observation susceptibles de fournir régulièrement des données de qualité dans le cadre de protocoles normalisés. Certes de tels dispositifs existent en partie ; mais ils sont presque toujours incomplets bien que souvent redondants ; ils sont aussi la plupart du temps ignorés par une partie non négligeable de la communauté scientifique, du fait qu'ils ont été mis sur pied par des organismes différents et sans coopération directe. Par ailleurs, ces organismes ne se sont pas beaucoup impliqués jusqu'ici dans des recherches de ce genre, plutôt ingrates, encore peu gratifiantes pour les chercheurs qui s'y consacrent, et dont la continuité dans le long terme, pourtant indispensable, est loin d'être assurée (cf. aussi Rapport RST N° 15 *Études sur l'environnement. De l'échelle du territoire à celle du continent*). La création des ORE (Observatoires de recherche en environnement) en 2002 par le ministère de la Recherche va dans le bon sens ; elle reste encore timide ; en outre trop peu d'opérations concernent les aspects

biogéochimiques à proprement parler. La mise en place par ailleurs de réseaux dans le cadre de GIS, tels RMQS (1984) pour les sols ou Renecofor (1992) pour les écosystèmes forestiers, sont des actions concertées intéressantes ; elles ont besoin toutefois d'être à la fois pérennisées et renforcées au plan intellectuel.

L'amélioration de cet état des choses, au niveau national, peut être envisagée en s'appuyant par exemple sur trois dispositions :

1. Procéder d'abord à un **recensement** général de ce qui, dans ce domaine, est réalisé à ce jour sur l'ensemble du territoire. Cette mesure paraît être un préalable indispensable, avant d'entreprendre une réorganisation ou toute création de nouveaux observatoires.

2. Mettre sur pied une **structure de coordination nationale** permettant d'assurer dans la durée le pilotage global de ces observatoires. Cette structure aurait expressément pour mission, dans le cadre d'un organisme bien identifié, de mettre en place et de gérer les opérations dans la continuité, tout en garantissant le stockage et l'archivage des données.

3. Créer, pour sortir en quelque sorte du bénévolat, un **corps spécifique d'agents**, responsables de la gestion des réseaux de mesure et dont la carrière serait appréciée en dehors des modes d'évaluation habituels de la recherche. Un des meilleurs exemples de ce type est donné par certains personnels des *Instituts de physique du globe* où la maintenance des observatoires s'avère être des plus efficaces.

Ceci étant, de telles dispositions envisagées au niveau national ne doivent pas occulter la mise en place d'autres coordinations, d'abord dans le cadre européen, puis sur certains aspects à vocation planétaire au niveau international. La réussite de plusieurs grands programmes internationaux, axés jusque-là préférentiellement sur les problèmes du changement climatique en relation avec l'océan et l'atmosphère, montre bien que c'est, pour les écosystèmes continentaux, la voie à suivre dans le futur[4]. Le lancement en 2007 de l'Année internationale de la planète « Terre », avec son grand programme « Earth and Life » devrait à cet effet être une opportunité à saisir.

En définitive, cette présentation des conclusions générales et des recommandations montre combien le concept scientifique de cycle biogéochimique s'avère tout à fait essentiel en vue d'une meilleure compréhension des phénomènes d'environnement, c'est-à-dire recouvrant à la fois la protection du cadre de vie et la fourniture de ressources naturelles, sur lesquels repose désormais la notion de « développement durable ».

[4]Dans ce domaine, le Scope et l'IGBP ont déjà montré la voie.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1 Objectif du rapport

Ce rapport concernant les « cycles biogéochimiques » des surfaces continentales s'intéresse au comportement de différents éléments chimiques de la biogéosphère au cours de l'histoire de la planète et, plus particulièrement, depuis que se manifeste une anthropisation accélérée en relation avec le développement de la civilisation industrielle. Il s'inscrit donc dans la mouvance de ce qui a été désigné autrefois par le terme « Économie de la nature », suivant l'expression utilisée par Charles Lyell dans ses *Principes de géologie* (Édition française 1843), que l'on a regroupé dès 1969 au sein de l'Unesco et de l'Icsu (Scope-IGBP) sous la rubrique « Sciences de l'environnement et des ressources naturelles » et que l'on évoque aujourd'hui dans le cadre de l'ONU en parlant de « Biens et services écosystémiques » (*cf.* Rapport *Millennium Ecosystem Assessment* — ONU, 2005). Son but premier est en effet de montrer comment une meilleure connaissance du fonctionnement biogéochimique sert à préserver les milieux superficiels de la planète, tout en assurant une production de biomasse, qui soit en rapport – à la fois dans le domaine alimentaire et dans le domaine énergétique – avec les besoins futurs de l'humanité. Or, cette connaissance reste encore à l'heure actuelle bien insuffisante, ce qui conduit inévitablement à alimenter de-ci de-là les suspicions de l'opinion publique.

Il est donc impératif, puisque la Terre forme avant tout un système dynamique, de mieux appréhender à l'avenir la circulation des divers éléments chimiques la constituant, circulation qui se fait – en permanence, sous différentes formes et à des vitesses variables – entre plusieurs enveloppes de la surface de la planète (atmosphère, biosphère et lithosphère) et entre les différents grands réservoirs

que sont les terres émergées, les océans et les zones englacées... Naturellement, l'idéal serait de pouvoir maîtriser les cycles des divers éléments à toutes les échelles de temps et d'espace, ce qui n'est pas encore réalisable dans l'état actuel des choses. Cela ne dispense pas cependant, pour pouvoir avancer dans la connaissance, de s'intéresser aux différentes étapes des circuits que l'on peut déjà caractériser, de préciser le suivi – même partiel – de certains éléments qui jouent un rôle fondamental dans la vie aussi bien de la planète que de l'humanité, et enfin, de voir comment ces derniers sont susceptibles de s'intégrer dans une optique générale qui est celle des cycles biogéochimiques. C'est d'ailleurs dans ce cadre que les questions seront examinées au cours de ce rapport, le terme « cycles biogéochimiques » étant pris dans son sens le plus large, à savoir la connaissance de la redistribution des éléments chimiques telle que celle-ci se fait, soit dans les écosystèmes naturels, soit lorsque ces derniers y ont été introduits, comme dans les milieux anthropisés.

Ceci étant dit, il s'avère nécessaire de commencer par préciser les caractéristiques de la géochimie et de la biogéochimie.

2 | Géochimie et biogéochimie

2.1 Cadre historique

La géochimie, qui a introduit au XIXe siècle la chimie dans l'étude des phénomènes globaux mis en œuvre au cours de l'histoire de la Terre, est la science qui traite de la répartition des éléments chimiques dans la géosphère (minéraux et roches) (V-M Goldschmidt, 1958). Elle consiste essentiellement en l'application des lois de la chimie minérale aux processus géologiques, qui séparent ou rassemblent les différents éléments chimiques constituant la planète.

Mais, à partir de là, la présence des êtres vivants à la surface du globe a conduit très tôt à réfléchir aux relations que ceux-ci entretenaient avec l'atmosphère et la géosphère, dont une idée schématique est indiquée dans la figure 1 pour les végétaux ; ceux-ci assurant en effet, en tant qu'organismes phototrophes, le fonctionnement de base de la plupart des écosystèmes continentaux.

Lavoisier a été le premier à attirer l'attention sur l'existence d'un cycle de la matière à travers les trois règnes (minéral, végétal et animal) et à en avoir donné une interprétation chimique. Il suffit de se reporter à la synthèse qu'il a proposée à ce sujet à la fin du XVIIIe siècle et qui correspond aussi au libellé

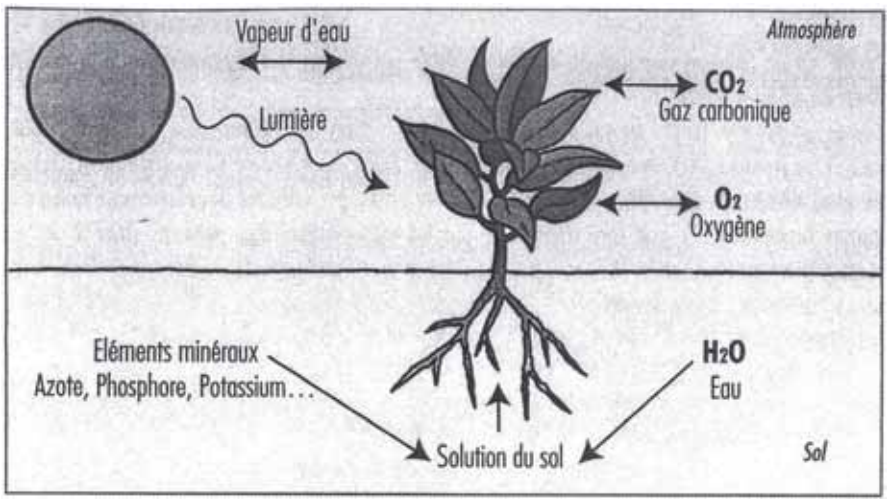


Figure 1
Fonctionnement schématique d'un système végétal à la surface du globe.
1 m² de céréales nécessite pour son développement :
– 660 g d'oxygène, 630 g de carbone, 90 g d'hydrogène ;
– 20 g d'azote (N), 8 g de phosphore (P_2O_5), 25 g de potassium (K_2O), 8 g de calcium (CaO), 6 g de soufre (SO_3), 4 g de magnésium (MgO) ;
– des oligo-éléments : 0,15 g de fer, 0,05 g de manganèse, 0,05 g de zinc, 0,01 g de cuivre, 0,006 g de bore, 0,001 g de molybdène.
D'après Les données de la Fertilisation – Publications UNIFA.

du *Prix de l'Académie des sciences pour 1794* (écrit de la main de Lavoisier, Archives de l'Académie des sciences – Dossier Lavoisier, 732 b) :

« Les animaux se nourrissent ou des végétaux ou d'autres animaux, en sorte que les matières qui les forment sont toujours, en dernier résultat, tirés de l'air et des minéraux. Enfin la fermentation, la putréfaction et la combustion rendent continuellement à l'air de l'atmosphère et au règne minéral les principes que les végétaux et les animaux leur ont empruntés » (Œuvres, T VI, Imprimerie Nationale, 1893).

Tout ceci, qui reposait au départ sur la seule chimie « pneumatique », a été conforté par la suite au cours du XIXe siècle par les observations et réflexions de divers savants parmi lesquels on se doit de citer A. de Humbolt, JB. Dumas et JB. Boussingault, J. von Liebig, C. Bernard, L. Pasteur... Mais c'est W. Vernadsky qui, influencé par les idées de son maître BB. Dokouchaev, fondateur de la science des sols (pédologie), a été amené, dans les années 1920, à mettre en cohérence les différents savoirs en concevant l'existence d'une enveloppe autonome qu'il a identifiée à la *biosphère* ; celle-ci étant formée par l'ensemble des organismes vivants ainsi que par les divers milieux de la surface de la Terre

qui leur sert d'environnement[1]. Dès 1924, en effet, dans le cours sur la géochimie, qu'il a dispensé à la Sorbonne, Vernadsky a proposé une extension de la géochimie aux êtres vivants, celle-ci devant dorénavant s'appuyer aussi sur la géochimie organique et la biochimie. De ce fait, il a fait appel aux biologistes pour que les phénomènes vitaux soient rattachés à la géochimie, le **sol**, en tant que maillon d'entrée de la chaîne alimentaire, servant de lieu privilégié pour assurer les échanges d'atomes entre le monde vivant et le monde inerte.

L'appel a été plus ou moins entendu ; il l'a été en tout cas ultérieurement par un certain nombre de biologistes, notamment par GE. Hutchinson (1948) et EP. Odum (1953) qui, conscients de l'unité profonde existant entre les êtres vivants (*biocénose*) et leur environnement (*biotope*), ont introduit dans ce genre de problèmes la démarche de l'écologie fonctionnelle. À partir de là, ces auteurs se sont intéressés à ce qui constitue désormais la « biogéochimie » et ont été les premiers à proposer la notion de « cycles biogéochimiques » (appelés par eux cycles *inorganiques-organiques*) et à l'appliquer à plusieurs éléments, tels le carbone, le phosphore, le strontium (thèse d'Odum en 1950)... La biogéochimie est donc bien aujourd'hui la géochimie de la biosphère, avec son principal appendice dans les zones terrestres mises en culture qui correspond à l'agrochimie (Mariotti, 1997 et Pellerin *et al.*, 2006).

2.2 Domaines spécifiques de la géochimie et de la biogéochimie

La *géochimie* concerne les milieux minéraux. Elle étudie la circulation des différents éléments de la classification périodique au sein de la géosphère en application des lois classiques de la chimie inorganique ; elle caractérise donc avant tout le domaine de la profondeur (géochimie de la profondeur), sans oublier cependant l'évolution minérale qui concerne les relations roches-altérites se développant au sein des niveaux superficiels situés au contact des milieux biotiques (géochimie de surface) (Millot, 1963 ; Pédro, 1966). Les réactions engendrées dépendent alors avant tout des caractéristiques chimiques des éléments et des conditions du milieu (composition, concentration, pH, potentiel d'oxydoréduction, température, pression...). Elles sont soumises aux lois de la thermodynamique qui permettent de caractériser les équilibres minéraux-solution et d'établir ainsi des diagrammes de stabilité des constituants minéraux (minéraux primaires ou secondaires) suivant les conditions du milieu (*cf.* par exemple pour le silicium et l'aluminium dans le domaine de la surface la figure 3.1 du chapitre 3). Beaucoup de travaux ont été réalisés dans ce domaine durant les trente dernières années, en sorte que les phénomènes mis en jeu sont aujourd'hui de

[1] Cette définition de Vernadsky n'englobe pas la biosphère profonde, qui est d'une autre nature et qui n'était pas connue à l'époque.

mieux en mieux maîtrisés au plan quantitatif et qu'ils se prêtent aisément, de ce fait, à des simulations de type déterministe.

La *biogéochimie*, quant à elle, s'intéresse aux domaines superficiels où règne la photosynthèse et qui sont caractérisés par la présence à la fois de constituants minéraux et d'êtres vivants ; mais ce sont ces derniers (micro- et macro-organismes) qui, en raison de leur mode d'existence (biosynthèse de matière organique **vivante**, puis production de matière organique **morte**), gouvernent en fait le fonctionnement chimique de ces milieux, avec toutes les répercussions que cela comporte, tant dans le domaine de la constitution minéralogique des matériaux de surface (les sols en particulier) que dans celui de la composition de l'air atmosphérique.

La biogéochimie correspond bien ainsi à la **géochimie de la biosphère**, avec ses différentes phases (*cf.* ci-après), qui présente de ce fait plusieurs caractéristiques :

- elle s'intéresse plus spécialement aux éléments chimiques qui sont en relation directe avec la vie et ce, qu'ils soient majeurs ou en traces (Pédro, 1970) et par ailleurs qu'ils soient indispensables (éléments plastiques d'ordre constitutionnel et oligo-éléments à activité métabolique) ou bien toxiques ;

- elle se développe au sein des enveloppes externes de la planète (basse atmosphère, hydrosphère euphotique, géosphère continentale) qui sont marquées par des conditions physiques *particulières* : faibles températures, basses pressions, présence d'eau libre, intervention de l'énergie solaire qui est le moteur de la photosynthèse. . . ;

- elle correspond dans son fonctionnement à des périodes beaucoup plus courtes que celles mises en œuvre dans la géochimie classique ; d'où la nécessaire prise en compte des modifications permanentes dans les conditions de l'évolution, comme par exemple les variations climatiques, que celles-ci soient saisonnières, annuelles ou interannuelles.

En définitive la biogéochimie, qui traite avant tout du retour au monde minéral des éléments ayant participé à la vie, se trouve à l'interface de trois grands secteurs scientifiques : géosciences, biologie et chimie et, plus particulièrement de trois sous-secteurs, qui sont la géochimie, la biochimie et l'écologie (figure 2).

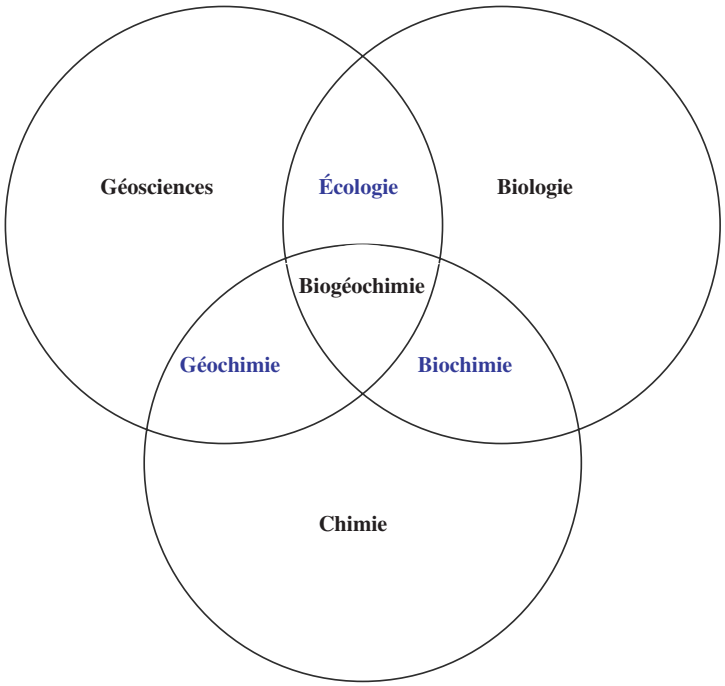


Figure 2
Place de la biogéochimie.

2.3 Les cycles biogéochimiques – Nature et constitution

En principe, un cycle évoque un circuit fermé, l'élément considéré devant revenir à l'état initial après avoir suivi un parcours constitué par les différentes étapes de son histoire.

Dans le cas qui nous préoccupe ici, cela à un sens si l'on envisage le fonctionnement global du système Terre, donc si l'on s'intéresse au bilan, aux transferts et aux stocks d'éléments à *toutes* les échelles de temps et d'espace ; c'est ce que l'on désigne alors par le terme cycle *global*. En réalité, dès lors que l'on prend en compte de petites échelles de temps et des espaces territoriaux plus restreints, les cycles étudiés sont toujours partiellement ouverts en sorte qu'on ne boucle pratiquement jamais. Il est clair en effet que certains éléments peuvent être soustraits, car stockés à long terme, et échapper de la sorte pendant fort longtemps au cycle complet les caractérisant. Aussi, ce qu'on étudie souvent, ce sont des parties de cycle de nature et de durée variées (sous-cycle ; paracycle ; phase. . .), plus ou moins autonomes qui, à certains moments de l'évolution, peuvent être reliées entre elles au sein du système géochimique général.

En biogéochimie terrestre par exemple, sous l'influence des spécialistes des écosystèmes forestiers (Switzer *et al.*, 1968) (*cf.* chapitre 5.1), on distingue habituellement dans le cycle général, trois sous-cycles qui sont en interaction :

- *le sous-cycle biologique* proprement dit, qui correspond à la circulation des éléments entre le sol et la plante (prélèvement), puis entre la plante et le sol (restitutions par les litières aériennes et souterraines, exsudats radiculaires, récrétion) ;
- *le sous-cycle biochimique*, qui recouvre la redistribution des éléments au sein des plantes pérennes ; il s'agit des translocations internes des éléments des tissus âgés vers les organes en croissance, qui donnent à la plante une certaine autosuffisance, diminuent la demande au sol et contribuent à une certaine résilience par rapport aux contraintes de l'environnement ;
- *le sous-cycle géochimique*, qui correspond à l'ouverture des cycles précédents d'un côté vers l'atmosphère avec les rejets atmosphériques et la fixation symbiotique ou non de d'azote, et de l'autre vers les eaux de surface et les nappes phréatiques par suite des pertes par drainage au-delà de la zone radiculaire.

Le plus actif des trois est le sous-cycle biologique. En biogéochimie, et notamment en agrochimie, on le désigne aussi quelquefois sous le nom de **cycle interne**, car il correspond à la circulation en permanence des éléments minéraux (en provenance des sols et des roches) vers les êtres vivants (micro-organismes et végétaux notamment), puis après la mort de ces derniers au sein des matières organiques inertes qui s'accumulent à la surface des sols (litières–rhizosphère) avant d'être minéralisées à leur tour (on parle quelquefois de *reminéralisation*) et de constituer dès lors des nutriments pour les êtres vivants.

Dans ce cas, la notion de **recyclage** prend tout son sens (*turn-over*), celui-ci pouvant se faire – de manière continue ou discontinue – à des vitesses très variées suivant les milieux, mais qui correspondent généralement à des pas de temps relativement courts, donc se situant à l'échelle humaine. Et c'est dans ce cadre qu'il semble nécessaire de se pencher brièvement sur le problème des relations entre cycles biogéochimiques et anthropisation.

3 Cycles biogéochimiques et anthropisation

Les cycles biogéochimiques des différents éléments fonctionnent dans la nature à leur manière suivant les caractéristiques chimiques propres à chaque

élément et selon le rôle que ceux-ci jouent au cours du développement de la biosphère. Il en a été ainsi jusqu'à l'apparition de l'homme qui, du fait de son activité dans les terres émergées (agriculture, industrie, urbanisme, voies de communication), a contribué à perturber – souvent sans s'en rendre compte dans les premières phases – les écosystèmes et les cycles ; ceci, de façon de plus en plus marquée avec le temps, surtout depuis les années 1850, jusqu'à aboutir à des nuisances majeures (certaines étant à dimension planétaire), toujours inquiétantes et quelquefois même irréversibles. Ces changements environnementaux résultent d'un côté de l'augmentation de ses capacités technologiques (développement industriel et urbain, fabrication de nouveaux composés, intensification de la production végétale, concentration de l'élevage dans certaines régions, . . .) et d'un autre de la nécessité de leur mise en œuvre du fait de l'accroissement sans précédent de la pression démographique qui impose au monde d'assurer une production de biomasse de plus en plus élevée.

C'est ainsi, entre autres, que l'homme a été amené :

- à remettre en circuit du carbone provenant des combustibles fossiles (qui était jusque-là soustrait) et à libérer de grandes quantités de CO_2 ne provenant pas de la biomasse ; sans oublier le carbone émis dans l'atmosphère à la suite des opérations de déboisement, puis du labourage répétitif des terres à des fins agricoles, et ce depuis le néolithique ;

- à perturber le cycle de l'azote en fabriquant, puis en utilisant des engrais azotés et en accentuant dans les régions tempérées et tropicales de la planète, les problèmes d'acidification des terres ;

- à contribuer à la salinisation des sols dans les régions arides sous l'influence d'une irrigation régulière des cultures ;

- à modifier la redistribution de divers éléments (phosphore, potassium, chlore. . .) ou composés que l'on a introduit dans le circuit agronomique pour compenser les exportations par les récoltes ;

- à provoquer la dissémination de nombreux métaux en relation avec le développement de la métallurgie et de l'agronomie (cuivre, zinc, nickel, étain, plomb, mercure. . .) ou encore des molécules biocides de synthèse utilisées dans les traitements phytosanitaires ;

- à mettre en circulation des radionucléides à longue durée de vie en rapport avec l'utilisation de l'énergie nucléaire ;

- à produire de grandes quantités de déchets (industriels, agricoles et urbains) qu'il s'agit maintenant de résorber. . .

Il s'en suit l'émergence de problèmes en relation avec la modification des systèmes écologiques et la détérioration des cycles biogéochimiques, tels l'effet de serre (additionnel), l'eutrophisation des eaux, l'acidification ou la salinisation des sols, les dépérissements forestiers (pluies acides), les phénomènes de pollution . . ., avec des conséquences qui sont loin d'être négligeables pour les sociétés au plan de l'avenir de l'humanité, dans les domaines de l'alimentation et de la santé notamment. Ceci étant, la solution à notre époque n'est pas de bloquer toute nouvelle activité humaine en raison de l'intense pression démographique actuelle, mais de relever le défi majeur que constituent, de nos jours, la préservation du capital naturel et la qualité de la vie sur la planète.

Et c'est là qu'entrent en jeu, notamment, les cycles biogéochimiques qui permettent de **raisonner** les interventions humaines, afin que ces dernières soient les plus profitables possible tout en étant les moins néfastes, suivant la conception que l'on a de ce qu'on appelle à l'heure actuelle le « développement durable » qui fait appel, notamment, aux mécanismes biologiques impliqués dans les systèmes agricoles (culture et élevage).

Deux exemples pris en zone terrestre peuvent illustrer brièvement l'intérêt d'une bonne connaissance des cycles biogéochimiques des milieux affectés par l'activité anthropique ; ils seront d'ailleurs repris ultérieurement sous une autre forme dans le corps du rapport :

- le premier a trait à la fertilisation des terres de culture, et notamment à la fertilisation azotée ;
- le second concerne le dépérissement récent des forêts, dû au phénomène connu sous le nom de « pluies acides ».

3.1 Fertilisation azotée des terres cultivées

La production de biomasse, donc naturellement la production *alimentaire* mais aussi celle provenant des cultures *énergétiques* (bioressources qui peuvent se substituer aux combustibles fossiles) ou des cultures agro-industrielles, est d'autant plus importante que les plantes sont convenablement alimentées et qu'elles reçoivent, pour complémenter la fourniture naturelle des sols, un apport régulier d'engrais, et en particulier d'engrais azotés de synthèse. Comme ces derniers sont fabriqués par l'homme et demandent de l'énergie (synthèse de l'ammoniac à partir de l'azote de l'air), cette activité émet du CO_2 tout en perturbant dans le même temps le cycle biogéochimique de l'azote dans les sols, ainsi qu'on peut le voir schématiquement dans la figure 3 (le cycle détaillé sera présenté ultérieurement, *cf.* chapitre 2). Mais on modifie aussi ce dernier lorsque l'apport d'azote dépasse les besoins des plantes, l'excédent sortant du

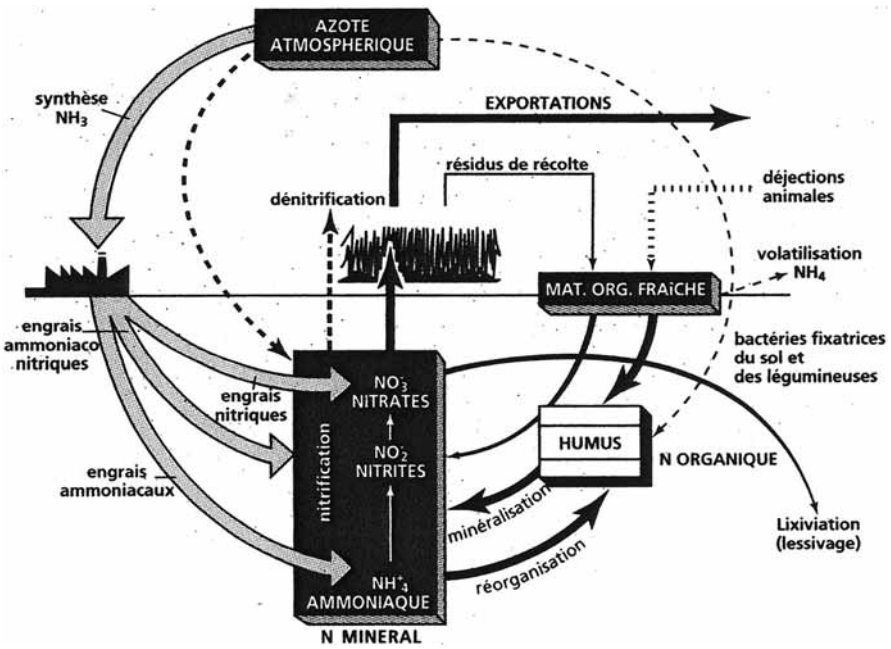


Figure 3
Schéma du cycle de l'azote en agriculture (source : La Lettre de l'Unifa N° 9).

cycle interne, soit parce qu'il est entraîné avec les eaux de drainage, soit quand il est rejeté dans l'atmosphère.

Le problème de nos jours n'est pas de se dispenser de la fertilisation, qui est capitale pour l'avenir de l'humanité ; il s'agit tout simplement de réguler les interventions, de manière à intégrer les facteurs de production au sein d'un ensemble de services. Ceci s'insère dans la démarche suivante :

- les engrais proposés ont à être de plus en plus efficaces ;
- leur fabrication doit demander le moins d'énergie possible, donc de combustible fossile ; d'où la nécessité d'améliorer sans cesse le rendement des processus industriels de fabrication ;
- le matériel d'épandage se doit d'être de plus en plus perfectionné (avènement des écotechnologies), de façon à bien contrôler les doses à incorporer ;
- l'apport d'engrais en vue d'obtenir un rendement optimum doit correspondre aux seules exigences de la plante à chaque moment du cycle cultural, de manière à minimiser les fuites ; d'où un fractionnement des

apports dans le temps, ce qui peut être résumé dans la formule « la bonne dose au bon moment » ;

– les variétés végétales, améliorées en s'appuyant notamment sur la transgenèse et les biotechnologies, se doivent d'être très performantes tout en étant frugales.

C'est pour maîtriser ce genre de problèmes que la connaissance des cycles biogéochimiques, qui prend en compte l'ensemble du fonctionnement de l'agrosystème végétal[2], s'avère de plus en plus incontournable (Mariotti, 1997).

3.2 Dépérissement des forêts tempérées

Ce phénomène, dont les symptômes principaux sont la défoliation ou le jaunissement du feuillage de massifs forestiers, a atteint son paroxysme dans les années 1980. Il a alors été l'objet d'une campagne médiatique sans précédent et a pris très vite l'allure d'un holocauste écologique ; ceci parce que d'entrée de jeu il a été attribué à des pollutions atmosphériques d'origine industrielle (SO_4^{2-}, NO_3^-, . . .) conduisant à une acidification des milieux ; d'où le nom de « pluies acides » donné à ce phénomène.

Assez rapidement cependant, on s'est rendu compte que ce paramètre n'était pas le seul en cause et que beaucoup d'autres facteurs interagissaient, en relation notamment avec les phénomènes de réchauffement climatique.

Aussi pour avancer dans les connaissances, on a été amené à mettre en place dès 1984 un programme dénommé Deforpa (DEpérissement des FORêts attribué à la Pollution Atmosphérique) qui a fonctionné de 1984 à 1991. Ce programme a comporté notamment la mise sur pied d'un réseau d'observation de type systématique (540 placettes distribuées aux nœuds d'une maille de 16 par 16 km), puis d'un réseau plus intensif venant en appui du précédent : le réseau Renecofor (Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers) non systématique de 102 points permanents d'observation, représentant les grands types de forêts rencontrés sur le territoire métropolitain. Cette association de réseaux d'observation et de réseaux de sites de recherche a permis de mesurer des flux et des bilans de divers éléments et de préciser ainsi leurs cycles biogéochimiques en appréhendant leur circulation entre l'air, les roches, les sols,

[2]On pourrait raisonner de la même façon dans le cas de la production bovine où l'addition d'aliments sert de complément à la ration herbagère ou fourragère ; ou encore mieux pour les élevages hors-sol (porcs, volailles) ; l'épandage des effluents d'élevage entraînant des rejets azotés, phosphorés, . . . qui peuvent conduire à l'individualisation, dans l'espace rural, de « zones d'excédents structurels » (Zes) (*cf.* chapitre 6.1).

les eaux et les arbres. Les résultats d'ensemble de ce travail seront analysés dans le chapitre 5 (5.1) ; mais on peut déjà indiquer que si, dans certaines situations, les apports atmosphériques sont effectivement acides, donc à influence négative, dans d'autres, ils peuvent avoir un rôle positif, en assurant par exemple les besoins en calcium d'arbres se développant sur les sols totalement décalcifiés.

En définitive même si aujourd'hui, en raison des multiples interactions mises en jeu, la situation n'est pas entièrement éclaircie, il semble bien que les aspects en relation avec la *nutrition minérale des arbres* soient fondamentaux ; d'où la nécessité d'une approche intégrée avec référence aux cycles biogéochimiques en s'appuyant sur des réseaux d'observation et des modélisations, qui s'avèrent indispensables (*cf.* 4e partie de ce rapport) pour pouvoir aborder sérieusement ce genre de questions.

4 | Cadre du rapport

Après cet ensemble de données de base à propos de la géochimie et de la biogéochimie, il apparaît maintenant opportun de mieux faire état des principes ayant servi à établir le contour du sujet de ce rapport qui est essentiellement focalisé sur le fonctionnement des terres émergées ; ceci, parce que les zones continentales sont les meilleurs enregistreurs de l'histoire géologique de la planète, qu'elles fournissent le maximum de production de biomasse (vingt-cinq fois environ à surface égale celle de la zone épipélagique) et enfin parce que c'est là que se déroule la vie des hommes, ce qui entraîne une difficulté supplémentaire du fait que la terre n'est généralement pas un bien collectif, contrairement aux réservoirs fluides comme l'atmosphère et l'océan. Cette délimitation sera faite à partir de l'analyse de trois points particuliers :

- la place incontournable de la **biosphère terrestre** au sein de la planète ;
- le rôle majeur joué par le « **système écologique** » dans le fonctionnement biogéochimique des terres émergées ;
- enfin l'importance du facteur « **sol** » dans la dynamique de l'évolution biogéochimique des écosystèmes continentaux.

4.1 Situation et caractéristiques de la biosphère terrestre

a) Lorsqu'on examine la structure de la planète Terre, il est classique d'envisager une superposition d'enveloppes concentriques de natures différentes : gazeuse (atmosphère), aqueuse (hydrosphère), solide (lithosphère), matière en

fusion (manteau inférieur et noyau) où, partant de basses températures et de faibles pressions, on aboutit à des températures très élevées et à de fortes pressions.

Classiquement, on distingue ainsi dans les zones continentales, en allant de l'extérieur vers le centre :

- une enveloppe gazeuse (basse atmosphère) ;
- une enveloppe solide mais ameublie et hydratée (sols et couvertures d'altération).

Ces deux enveloppes correspondent aux cycles de surfaces et au domaine de la géodynamique **externe.**

Puis, en descendant plus profondément :

- une enveloppe rigide, formée par les roches de la croûte terrestre et du manteau supérieur ;
- une zone sous-jacente de matériaux à l'état visqueux.

Ces deux dernières enveloppes correspondent aux cycles de la profondeur, domaine de la géodynamique **interne**.

Ceci étant acquis, il est clair que c'est la zone la plus externe, et en particulier la *couverture meuble de surface* qui constitue l'élément de base de la biosphère *terrestre* ; en effet, soumise à l'influence de la lumière solaire et caractérisée par des conditions de faibles températures (moyenne 15 °C) et pressions (autour de 1 bar), elle permet la production de matière vivante à partir des éléments tels le carbone, l'hydrogène, l'oxygène, l'azote, le phosphore. . . en assurant dans le même temps le contact avec les matériaux minéraux sous-jacents et mettant en jeu notamment le silicium, l'aluminium, le fer, le calcium, le magnésium, le potassium...

b) À partir de cette présentation générale, on est amené à identifier au sein de la biosphère trois grands systèmes :

1. Le système le plus externe est situé à l'interface basse atmosphère-surface de la Terre et concerne plus particulièrement les zones océaniques qui représentent 72 % de la surface du globe. Il est sous l'influence de la

circulation atmosphérique en relation avec les océans et les glaciers[3] et met en jeu essentiellement deux cycles : le cycle du carbone (CO_2) et celui de l'eau. C'est cette zone qui détermine la nature du climat et de son évolution. Le système mis en jeu peut donc être désigné par le vocable « **système climatique** » ;

2. Au contact de cette première interface, s'individualise à la surface des terres émergées une mince couverture ameublie dont on a parlé plus haut. C'est là que se sont mis en place, sous l'influence de l'énergie solaire et grâce à la photosynthèse, toutes les réactions biochimiques conduisant à la genèse de matière vivante, puis à sa décomposition. C'est là aussi que se développent les relations entre les communautés d'organismes vivants (**biocénose**) et le milieu naturel (**biotope**), si caractéristiques des écosystèmes.

   Le système en question peut donc être qualifié de « **système écologique** », qui met en jeu la plupart des éléments chimiques, et notamment ceux indispensables à la vie, tels le carbone, l'azote, le phosphore, le soufre, le calcium, les oligo-éléments. . .

3. Enfin, en dessous de ces deux domaines, débute une zone complètement azoïque où règnent des températures et des pressions de plus en plus élevées au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la surface. On a alors affaire au « **système géologique** » classique, domaine de la géochimie avec pleine application des lois de la chimie :

   – chimie inorganique pour les minéraux d'altération (**géochimie de surface**) et pour les minéraux primaires (**géochimie de la profondeur**) ;

   – chimie organique pour la genèse des roches carbonées – combustibles fossiles (**géochimie organique**).

À ce point, il est bon d'ajouter maintenant que deux de ces trois systèmes ont été jusqu'ici assez convenablement investis. Il s'agit de ceux qui sont susceptibles d'évoluer sous la seule dépendance des processus physiques, hydrodynamiques et minéralogiques ; ce qui a permis d'envisager une perception quantitative des phénomènes, d'appréhender d'entrée de jeu les processus à grande échelle (grâce aux données satellitaires) sans avoir à aborder le détail, d'appliquer

[3]Parmi les différentes enveloppes et réservoirs de la zone externe de la planète, on peut noter qu'il existe des relations deux à deux entre compartiments ; ainsi les enveloppes fluides (très changeantes et à évolution rapide) : **océans** et **atmosphère** sont plus spécialement liées ; comme le sont, par ailleurs, les enveloppes solides : **terres émergées** et **lithosphère** (souvent hétérogènes et à évolution lente).

aisément les lois de la thermodynamique et enfin de s'appuyer sur une modélisation de type déterministe. Il s'agit en premier lieu du « système climatique » et d'un certain point de vue du « système géologique ».

Il n'en sera pratiquement pas fait état dans ce document ; le premier en particulier, sous la dépendance des flux de CO_2 et de l'eau en provenance essentiellement des océans et de l'atmosphère, ayant déjà fait l'objet de nombreux travaux s'appuyant sur des observations globales dans le cadre du Giec/IPCC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat/Intergovernmental Panel on Climate Change).

Par voie de conséquence, le rapport portera avant tout sur le « système écologique », dont il s'agit maintenant de préciser le rôle dans la compréhension des fonctionnements biogéochimiques de la surface du globe.

4.2 Rôle du « système écologique »

Ce système correspond au domaine spécifique des êtres vivants, notamment des micro-organismes (hétérotrophes) et des végétaux (autotrophes)[4], le développement de ces derniers reposant dans les zones terrestres sur deux interfaces :

- d'une part, les organes foliaires du couvert aérien (phyllosphère) très liés aux flux en eau et en carbone (CO_2) ;
- d'autre part, l'appareil racinaire souterrain (rhizosphère), qui assure la nutrition minérale par l'intermédiaire du sol (azote, phosphore, potassium, soufre. . .).

Entre ces deux interfaces, il ne faut pas oublier d'indiquer qu'une redistribution générale des éléments chimiques est aussi assurée par voie **interne** entre tous les organes de la plante (cycle biochimique).

Au total, la circulation des éléments repose sur trois processus :

- les transferts entre l'atmosphère et la plante ; ils relèvent du domaine de la **bioclimatologie**, qui est essentiellement de type physicohydrique en relation avec les phénomènes d'évapotranspiration ; ils ne seront pas abordés dans ce rapport. Notons que l'influence des changements climatiques sur

[4] Avec un poids équivalent, la biomasse totale bactérienne étant dans l'écosphère du même ordre de grandeur que celle des végétaux.

la végétation des écosystèmes forestiers (structure et composition) a fait l'objet des premiers travaux du groupe « Terrestrial biosphere and global change » de l'IGBP (International Geosphere-Biosphere Program) ;

– les redistributions entre les différents organes de la plante, donc au sein même du végétal. Reposant sur des processus biochimiques, ce genre de circulation s'intègre dans le domaine de l'**écophysiologie fonctionnelle** ; ce dernier ne sera pas, non plus, traité directement, même si en de nombreuses occasions il y sera fait allusion ;

– enfin, les transferts sol-plante, qui sont à la base de la nutrition minérale des végétaux et donc de la production de biomasse. Ils sont typiquement **biogéochimiques**, puisque ceux-ci mettent en jeu à la fois des processus biochimiques liés aux organismes vivants et aux matières organiques résiduelles et des processus géochimiques associés aux constituants minéraux (primaires et secondaires). C'est ce dernier domaine, *intermédiaire* entre le monde minéral et le monde vivant, qui sera privilégié dans ce rapport consacré aux cycles biogéochimiques des écosystèmes continentaux.

4.3 Importance du facteur sol et ses conséquences dans le domaine biogéochimique

Au sein de la biosphère terrestre, le sol, qui constitue le *nœud* du système biogéochimique, est un objet infiniment plus complexe et moins homogène que l'air et les eaux. De nature organominérale, il est en effet meuble, poreux, hydraté, tout en abritant de nombreux micro-organismes. C'est la raison pour laquelle il constitue un **bioréacteur** de premier plan, ce qui lui permet d'assurer de nombreuses fonctions, dont entre autres :

– la régulation permanente des phénomènes biologiques et notamment le développement de la végétation ;

– le recyclage en continu de nombreux éléments chimiques, suite à la décomposition par les micro-organismes telluriques, des composés organiques, que ceux-ci soient naturels ou artificiels et qu'ils soient bénéfiques ou nocifs ; ce qui donne au sol, à condition de ne pas dépasser les capacités de recyclage, un certain *pouvoir épurateur*, qui est connu depuis le début de l'humanité.

Mais par ailleurs, du fait de son « pouvoir absorbant » caractéristique, le sol constitue aussi un **réceptacle** tout indiqué pour capter divers éléments minéraux introduits ou disséminés, en relation avec l'activité humaine. De tels apports

bousculent alors les équilibres et peuvent à la longue conduire à des contaminations préjudiciables à la fois au fonctionnement des écosystèmes en place et à la santé des populations qui y résident.

La connaissance du mode de fonctionnement des sols constitue donc aujourd'hui un problème qui semble plus incontournable que jamais. Or, où en est-on dans ce domaine qui dépend avant tout d'une bonne connaissance des phases solides le constituant, à savoir les organismes vivants, les résidus organiques et les constituants minéraux (primaires et d'altération) ?

Les données concernant la constitution et l'évolution de la phase minérale sont à notre époque relativement abondantes, avec tous les travaux réalisés sur la caractérisation des équilibres minéraux-solution à partir des lois de la thermodynamique. C'est là un aspect strictement **géochimique** qui ne sera pas détaillé ici, même s'il sera évoqué dans plusieurs chapitres de ce rapport. Il correspond à une vision **abiotique** des phénomènes, vision qui a beaucoup apporté à la connaissance mais qui s'avère insuffisante dans le cas des matériaux où la vie est présente.

Restent donc les deux autres phases, à savoir d'une part les êtres vivants, d'autre part les matières organiques résiduelles, où l'évolution est avant tout de nature **biochimique**. Or, dans ce domaine, le manque de données est aujourd'hui tout à fait manifeste ; et c'est ce qui a conduit dans ce rapport à mettre un accent particulier d'un côté sur l'étude des micro-organismes et invertébrés telluriques qui, en tant qu'agent des biotransformations, sont la clé des recyclages biogéochimiques, et d'un autre sur la caractérisation au sein du sol des matières organiques qui sont à la base des interactions organominérales (complexe argilo-humique) et en même temps de la libération d'éléments minéraux biodisponibles, permettant d'assurer régulièrement une nutrition équilibrée des végétaux.

Naturellement tous ces problèmes ne peuvent être abordés d'entrée de jeu à des échelles globales, la perception des phénomènes mis en jeu dans de tels ensembles hétérogènes impliquant une connaissance préalable du détail, donc se situant à petite échelle (diversité des niches écologiques, changement permanent des conditions climatiques). C'est là une des difficultés majeures lorsqu'on veut envisager une gestion des systèmes biogéochimiques terrestres dans son aspect quantitatif ; et c'est ce qui nécessitera de mettre l'accent, dans le futur, aussi bien sur des secteurs de pointe (spéciation, colloïdes, écologie microbienne, géostatistique. . .) que sur le recueil en continu de données d'observation appropriées ; toutes choses indispensables à une mise en œuvre d'opérations de modélisation et à un passage à des échelles plus globales.

Références bibliographiques

Académie des sciences (1998). Rapport N° 42 *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion,* Tec & Doc Lavoisier.

Académie des sciences (2000). Rapport sur la Science et la Technologie N° 4 *Radiochimie : matière radioactive et rayonnement ionisants*, Tec & Doc Lavoisier.

Académie des sciences (2000). Rapport sur la Science et la Technologie N° 6 *La chimie analytique : mesure et société,* Tec & Doc Lavoisier.

Académie des sciences (2000). Rapport sur la Science et la Technologie N° 11 *Systématique : ordonner la diversité du Vivant*, Tec & Doc Lavoisier.

Académie des sciences (2003). Rapport sur la Science et la Technologie N° 15 *Études sur l'environnement : de l'échelle du territoire à celle du continent*, Tec & Doc Lavoisier.

Allègre C. et Michard G. (1973). *Introduction à la géochimie*, PUF, Paris.

Bolin B. et Cooke RB. (1983). *The major biogeochemical cycles and their interactions*. Scope 21.

Boussingault JB. (1843-1844). *Économie rurale considérée dans ses rapports avec la chimie, la physique et la météorologie*, 2 vol., Paris.

Dumas JB. (1841). *Statique des végétaux*, Paris.

Goldschmidt VM. (1958). *Geochemistry*, Oxford.

de Humbolt A. (1846). *Cosmos. Essai d'une description physique du monde*, Paris.

Hutchinson GE. (1948). *On living in the biosphere.* Scientific Monthly.

IPSN (1994). *Agriculture, environnement et nucléaire,* 105 p.

de Lavoisier A. (1893). *Œuvres*, Tome VI. Imprimerie nationale. *Cf.* aussi À propos d'un texte d'Antoine Laurent de Lavoisier. Dejours P. *C. R. Ac. Sc,* Paris, Sciences de la vie, 1999, **1322** : 353-361.

von Liebig J. (1842). *Chimie appliquée à l'agriculture et à la physiologie*, Paris.

Lyell Ch. (1843). *Principes de géologie*, Paris.

Mariotti A. (1997). Réflexions sur le cycle géochimique de l'azote dans les agrosystèmes. Inra Colloque N° 83, p. 9-22.

Millot G. (1963). *Géologie des argiles.* Masson Ed.

Odum EP. 1953). *Fundamentals of ecology*, Philadelphia.

Pédro G. (1966). Essai sur la caractérisation géochimique des différents processus zonaux résultant de l'altération des roches superficielles (cycle alumino-silicique). *C. R. Ac. Sc.*, **262** : 1828-1831.

Pédro G. et Delmas AB. (1970). Les principes géochimiques de la distribution des éléments traces dans les sols. *Ann. Agr.*, **24** : 483-518.

Pellerin S., Recous S. et Estrade JR. (2006). La composante chimique (C, N, P, K). *In* : *L'agronomie d'aujourd'hui*. Éditions Quae, p. 177-198.

Polynov BB. (1937). *The cycle of weathering,* Londres.

Switzer GL., Nelson LE. et Smith WH. (1968). The mineral cycling in forest stands. *In* : Tennessy Valley Authority. Forest fertilisation, p.1-9.

Unesco (1968). *Utilisation et conservation de la biosphère*, Paris.

Vernadsky W. (1924). *La géochimie*, Paris.

Vernadsky W. (1929). *La biosphère*, Paris

PREMIÈRE PARTIE

Approche par élément

Ce rapport n'étant pas un traité de géochimie, le nombre d'éléments retenus pour la présentation ne pouvait être que restreint. Il a donc fallu dès le départ faire un choix, choix qui a été effectué de façon à ce que les principales questions relatives aux « cycles biogéochimiques » puissent être prises en compte. Cela a conduit à s'en tenir à quatre sortes d'éléments :

– le **carbone** en premier, du fait que cet élément concerne la plupart des processus biotiques (biosynthèse et biodégradation) et abiotiques (altération des minéraux – géochimie organique) et qu'il intervient dans les trois grands systèmes d'évolution mis en jeu à la surface de la Terre : système climatique – système écologique – système géologique. L'étude de son cycle constitue en conséquence une référence en vue d'une connaissance approfondie des cycles biogéochimiques de beaucoup d'autres éléments ;

– le groupe : **azote, phosphore, soufre,** parce que ces éléments sont des nutriments **majeurs** des espèces végétales et qu'ils se situent au cœur de l'activité microbiologique, notamment celle qui est mise en œuvre dans les sols et qui joue un rôle important dans la nutrition minérale des plantes ; ce qui n'est pas le cas par exemple pour un autre nutriment majeur tel le potassium dont l'évolution biogéochimique ne relève pas de ce genre de fonctionnement ;

– le groupe : **silicium, aluminium, fer**, qui est à la base de l'évolution géochimique de la lithosphère, mais pour lequel il semble nécessaire de mieux prendre en compte aujourd'hui le rôle biologique que ces éléments sont appelés à jouer dans la régulation des processus minéralogiques caractéristiques des sols et des couvertures d'altération ;

– enfin, le groupe des **radionucléides**, dont la mise en œuvre à la surface du globe à l'instigation des hommes est récente. C'est pourquoi il est apparu intéressant de tenter de les intégrer dans une vision cyclique des phénomènes biogéochimiques, vision qui n'avait pu être envisagée pleinement jusqu'ici.

CHAPITRE 1

Cycle du carbone

ALAIN-YVES HUC, GUY OURISSON, PIERRE ALBRECHT ET JÉRÔME GAILLARDET

Le carbone (C), quatrième élément le plus abondant de l'univers, après l'hydrogène (H), l'hélium (He) et l'oxygène (O), est consubstantiel à la vie. La concentration de carbone dans les organismes vivants (0,19 %) est environ cent fois celle de sa concentration moyenne sur Terre. Ces organismes doivent donc extraire (et rejeter) activement leur carbone de (et dans) leur environnement et participent ainsi d'une manière déterminante au cycle biogéochimique de cet élément.

Ce rôle dans les processus biologiques en a rapidement fait un objet d'étude, et les connaissances acquises quant aux transferts du carbone, sous ses différentes formes chimiques, entre l'atmosphère, les océans, la biosphère et la géosphère en font probablement l'un des cycles biogéochimiques naturels les mieux documentés.

À l'aune de la période industrielle, une perturbation incontestable de ce cycle est observée en réponse aux activités humaines telles que l'utilisation des combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz hydrocarbures), de certaines pratiques agricoles et forestières et de la production de ciment ou d'acier. Elle se traduit notamment par une augmentation très significative du CO_2 atmosphérique. La contribution de ce dernier, en tant que gaz à effet de serre, à des modifications climatiques prévisibles, nous incite à développer des technologies destinées à infléchir l'évolution actuelle. Réduire les émissions de CO_2 et en stocker une partie dans des réservoirs souterrains (champs déplétés d'hydrocarbures, veines de charbons ou aquifères salins profonds) sont devenus des enjeux majeurs de nos sociétés.

Revisiter les parties insuffisamment connues de ce cycle et l'appréhender dans la perspective de son évolution est indispensable à une bonne appréciation et à une bonne gestion du problème posé par l'augmentation de la teneur de dioxyde de carbone dans l'atmosphère de notre planète.

Un aspect insuffisamment exploré, et pourtant potentiellement riche d'enseignements, est la dimension géologique de l'élément carbone. Il est aujourd'hui clair qu'au cours de l'histoire géologique de la Terre des variations de la teneur atmosphérique en CO_2, ne faisant intervenir que des processus naturels, ont été considérables. Mieux comprendre et quantifier ces phénomènes ainsi que leurs échelles de temps, c'est acquérir un savoir inestimable pour une approche holistique du cycle biogéochimique du carbone.

1 Réservoirs, flux et processus – Présentation générale

Le carbone sous sa forme oxydée (inorganique : dioxyde de carbone, bicarbonates et carbonates), joue un rôle important dans :

- la photosynthèse ;
- l'altération chimique des minéraux et la formation des sols ;
- la précipitation des carbonates ;
- l'effet de serre ;
- la biominéralisation (formation de carbonates par les organismes vivants) ;
- l'acidification des sols et des eaux.

Le carbone sous forme réduite (organique) est un élément constitutif :

- des organismes vivants ;
- de la matière organique des sols ;
- de la matière organique sédimentaire fossilisée (kérogène et charbon) et de ses dérivés tels que le pétrole et le gaz naturel.

Au niveau des aires continentales, les principaux phénomènes vecteurs d'échange du carbone avec l'atmosphère sont la photosynthèse et la respiration. Pendant la journée, les plantes absorbent du dioxyde de carbone qu'elles transforment en biomasse grâce à l'énergie lumineuse (photosynthèse). En parallèle, les plantes, les animaux et les micro-organismes du sol et des eaux consomment cette matière organique et libèrent du dioxyde de carbone dans l'atmosphère (respiration). Quand les conditions deviennent trop froides ou trop sèches, la photosynthèse et la respiration sont ralenties et les échanges de carbone entre l'atmosphère et les aires continentales diminuent. Les quantités de carbone ainsi échangées sont considérables et représentent plus de dix fois les émissions du carbone introduit dans l'atmosphère par l'utilisation humaine des combustibles fossiles. Les variations saisonnières de l'importance relative de ces flux biologiques se traduisent par une oscillation significative de la courbe des concentrations de CO_2 atmosphérique (figure 1.1).

Des quantités significatives de carbone peuvent être stockées ou libérées par les pratiques agricoles et sylvicoles. Lors des déforestations industrielles ou en

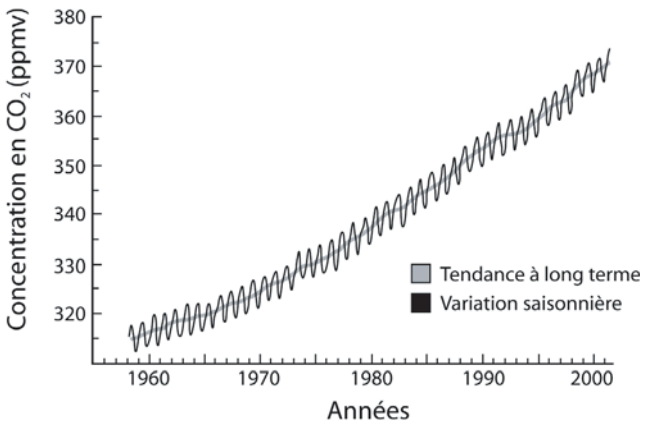


Figure 1.1
Courbe dite « de Keeling » (d'après Keeling, 1989) de la variation de la teneur en CO_2 atmosphérique depuis 1960.

rapport avec la mise en place de parcelles agricoles, le carbone contenu dans les sols est libéré, provoquant une augmentation du CO_2 atmosphérique. Lorsque les terres cultivées sont abandonnées et que la forêt peut se réinstaller, une fraction du carbone est à nouveau stockée dans la biomasse et dans les sols, avec pour corollaire une diminution du CO_2 atmosphérique.

Les feux jouent aussi un rôle important dans le transfert de CO_2 des aires continentales vers l'atmosphère. D'une part le feu détruit de la biomasse en produisant du CO_2, d'autre part la végétation détruite, mais non consumée, est progressivement décomposée en libérant à son tour du CO_2.

Dans les océans, les échanges de CO_2 sont très largement régis par la température des eaux de surface, les circulations atmosphériques (vents), les courants, ainsi que par les processus de photosynthèse et de respiration.

Le CO_2 se dissout facilement dans les eaux et la capacité de stockage des océans dépend de la température, de la réserve alcaline et de la quantité de CO_2 déjà présente. La vitesse du vent (brassage des eaux et évaporation refroidissant les eaux de surface) contribue d'une manière importante aux échanges atmosphère-océan superficiel. Les basses températures favorisent la mise en solution du CO_2, alors que les eaux chaudes favorisent le retour du CO_2 vers l'atmosphère. Les conditions actuelles de la circulation générale des océans permettent aux eaux polaires froides et denses de transférer des eaux riches en CO_2 vers l'océan profond (rôle de puits de carbone). La pompe biologique, correspondant au transfert de la production primaire vers les eaux sous-jacentes par sédimentation ou par le jeu des migrations verticales des animaux planctoniques

(*zooplancton*), participe à l'augmentation de la teneur en CO_2 des couches intermédiaires et profondes de l'océan (Falkowski *et al.*, 2000). Les eaux intermédiaires et les eaux profondes des océans sont de loin le réservoir de carbone le plus important à la surface de la Terre. Les « résurgences » tropicales et équatoriales, qui ramènent ces eaux vers la surface, se traduisent par un retour de CO_2 vers l'atmosphère (rôle de source de carbone). Ce cycle a une durée de plusieurs centaines d'années. Les conditions climatiques et les circulations de masses océaniques jouent de ce fait un rôle majeur dans les échanges atmosphère-océan et sont probablement les facteurs prépondérants des variations de la teneur de CO_2 atmosphérique qui ont accompagné les cycles glaciaires-interglaciaires au cours du Pléistocène (figure 1.2).

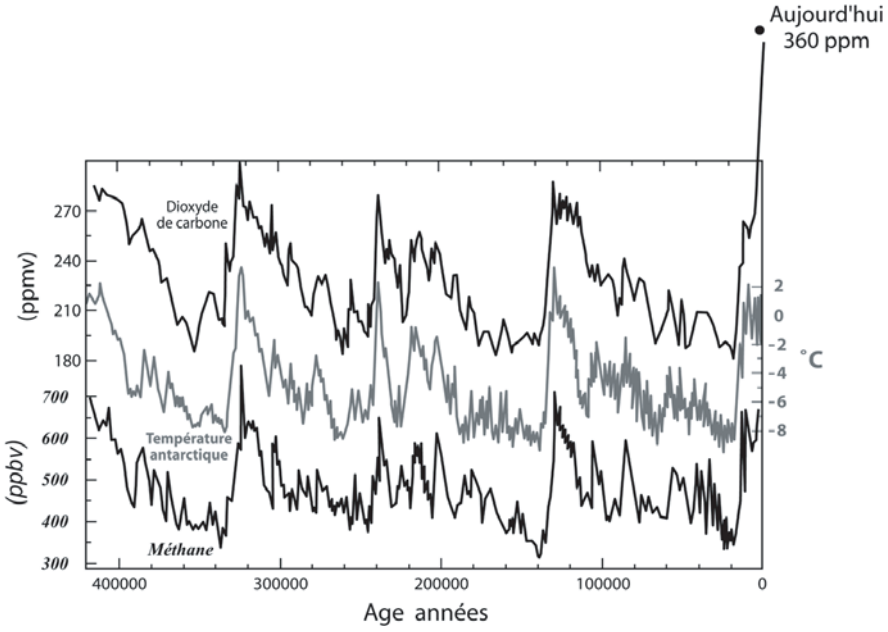


Figure 1.2
Variations de la teneur en dioxyde de carbone et en méthane de l'atmosphère, comparée à celle de la température. Données issues des études réalisées sur les carottes de glace de l'Antarctique (d'après Petit et al., 1999). L'augmentation brutale de CO_2 atmosphérique (280 à 380 ppm), au cours des 200 dernières années, lui fait atteindre des valeurs jamais enregistrées depuis 0,5 million d'années.

La biomasse des océans consomme et libère d'énormes quantités de HCO_3^- et de CO_2. Cependant, contrairement aux aires continentales, le cycle du carbone entre la photosynthèse et la respiration est très rapide. On peut considérer qu'il n'y a quasiment pas de stockage de carbone associé à la biomasse marine comme c'est le cas sur les continents. Les organismes phytoplanctoniques sont consommés par le zooplancton en quelques jours ou quelques semaines. Cette pompe biologique (phytoplancton, zooplancton, pelotes fécales) permet

de maintenir en permanence un enrichissement de l'ordre de 10 % de la teneur en CO_2 des eaux profondes par référence aux eaux de surface. Seule une infime partie du carbone résiduel provenant de ce plancton atteint le sédiment où il peut être fossilisé. Cependant, le puits de carbone associé à ce mécanisme de fossilisation est important lorsque l'on considère ce phénomène sur de longues périodes de temps.

Le réservoir majeur de carbone est constitué par les sédiments qui contiennent $75\,10^6$ Gt de carbone, dont $60\,10^6$ Gt sont inorganiques (carbonates) et $15\,10^6$ Gt sont organiques (matière organique sédimentaire) (tableau 1.1). On doit noter que les réserves de pétrole, de gaz naturel et de charbon exploités par l'homme représentent un réservoir de carbone inférieur d'au moins trois ordres de grandeur à celui de la totalité de la matière organique sédimentaire. La surface de la Terre (océan, atmosphère, biomasse, sols et sédiments superficiels) ne représente que $40\,10^3$ Gt de carbone, dont la plus grande partie ($38\,10^3$ Gt) se trouve dans les bicarbonates dissous dans l'eau de mer. Bien que de taille réduite, ces réservoirs superficiels sont l'objet d'une forte dynamique se traduisant par un couplage avec le climat. Le carbone, largement impliqué dans les interactions atmosphère-biosphère-hydrosphère-lithosphère, est constamment recyclé entre les continents et les océans et entre ses formes organiques et inorganiques. L'atmosphère joue de ce point de vue un rôle majeur dans les échanges du CO_2 à l'échelle globale. Les modifications complexes des flux et des réservoirs biogéochimiques du carbone entre ces compartiments sont à l'origine des fluctuations, maintenant bien documentées, du CO_2 atmosphérique au cours des cycles glaciaires du Pléistocène.

Notons que cette description « classique » des réservoirs carbonés sur Terre ne prend pas en compte le réservoir constitué par le manteau. Or ce réservoir pourrait être beaucoup plus important que ceux décrits précédemment ($\sim 500\,10^6$ Gt). Les flux échangés entre le carbone du manteau et le carbone exogène semblent actuellement équilibrés aux environs de 0,08-0,3 Gt/an (Javoy *et al.*, 1982 ; Gaillardet, 2005), avec un temps de résidence dans le manteau de 3 milliards d'années. Ce régime stationnaire n'est probablement pas la règle au cours de l'histoire de la Terre. Ainsi les flux d'entrée dans l'atmosphère auraient été plus importants lors de la mise en place des LIP (*Large Igneous Province*).

Ces dernières sont le résultat d'épisodes brefs mais intenses de volcanisme intraplaque, et s'accompagnent de rejets massifs de CO_2 dans l'atmosphère. Ces décharges de CO_2, localisées dans le temps, pourraient avoir joué un rôle dans les grandes crises biologiques et les extinctions de masse. Dans cette perspective, des travaux récents (Keppler *et al.,* 2003) suggèrent que, dans les conditions du manteau, le CO_2, n'étant pas soluble dans l'olivine, les pyroxènes, les grenats

Atmosphère, biosphère, hydrosphère		
Inorganique	CO_2 atmosphérique	$0{,}66\ 10^3$
	Océan (Carbone dissous, DIC)	$38\ 10^3$
	Carbonates des sols	$1{,}1\ 10^3$
Organique	Matière organique des sols	$1{,}6\ 10^3$
	Tissus des plantes terrestres	$0{,}95\ 10^3$
	Océan (Carbone dissous, DOC)	$0{,}60\ 10^3$
	Sédiment superficiel	$1{,}0\ 10^3$
Roches sédimentaires		
Inorganique	Carbonates	$60\ 10^6$
Organique	Kérogène, charbons. . .	$15\ 10^6$
Croûte Continentale		
	Croûte continentale siliceuse	$7\ 10^6$
Manteau		
	Manteau supérieur	$\sim 5\ 10^8$

Unités : gigatonne (Gt) ou petagramme (Pg)

Tableau 1.1
Les réservoirs de carbone. D'après Anderson et Arthur (1983), Hedges et Keil (1995), Javoy (1998).

et le spinelle, constitue une phase séparée (carbonates ?) facilement mobilisable et transférable dans l'atmosphère lors d'événements catastrophiques.

2 | Échelles de temps concernées

Le cycle biogéochimique du CO_2 concerne différentes échelles de temps :

– *Aux petites échelles de temps* (année – quelques dizaines d'années), la dynamique du CO_2 atmosphérique est principalement modulée par les

processus biologiques de photosynthèse, respiration et décomposition de la matière organique et par la variabilité des échanges de CO_2 entre l'océan et l'atmosphère. L'émission de CO_2 anthropique (tendant aujourd'hui vers 8 Gt/an) s'inscrit dans cette échelle (figure 1.3).

Sur les continents, le flux de CO_2 atmosphérique consommé annuellement par la photosynthèse et, de façon plus générale, par la chimiosynthèse des êtres vivants est de l'ordre de 60 Gt. Ce flux est à peu près équilibré par le flux du dioxyde de carbone rejeté par l'activité des bactéries et des champignons dans les sols, à deux détails près :

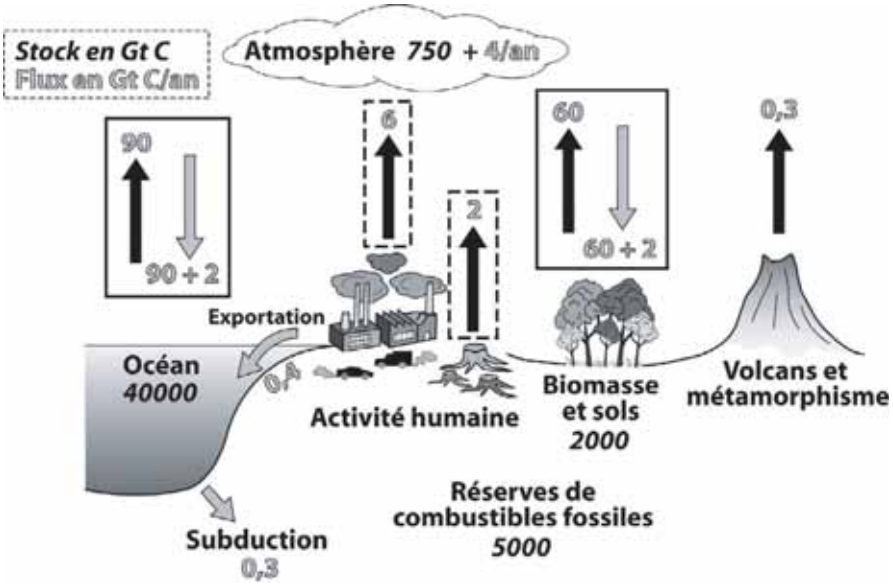


Figure 1.3
Cycle actuel du carbone : les chiffres en italique noir correspondent aux tailles des réservoirs (en Gt), les autres correspondent aux flux (en Gt/an). Modifié d'après Prieur et Combarnous (2003) et Gaillardet (2005).

D'une part, une fraction du carbone organique quitte l'écosystème, emportée par les eaux de ruissellement ; et d'autre part, la minéralisation des matières organiques des sols est différée par la constitution de matières organiques dans les sols (humus), dont une fraction est très réfractaire et peut y séjourner pendant des milliers années. Ce stock de matière organique constitue un réservoir-tampon de carbone, dont la dynamique reste encore assez mal connue.

– *À plus long terme* (milliers – dizaines de milliers d'années), ces processus sont emboîtés dans une dynamique plus lente du carbone impliquant des flux d'échange (positifs ou négatifs) entre l'atmosphère et l'océan.

Il convient de distinguer l'océan superficiel et l'océan profond, même si la majorité du carbone est piégée dans l'océan profond. Le rôle de la circulation océanique est à ce titre fondamental dans la dynamique du carbone. L'échange de carbone entre l'atmosphère (CO_2) et l'océan (système des carbonates) est contrôlé par les lois de la thermodynamique et par la pompe biologique. Il dépend fortement de la température. Les zones océaniques froides sont plus aptes à dissoudre le CO_2 atmosphérique que les zones chaudes. Les flux d'échange entre l'eau des océans et l'atmosphère sont du même ordre que ceux existant entre la biomasse et l'atmosphère réunis, les flux annuels de consommation du CO_2 atmosphérique par l'océan et par la photosynthèse de la biomasse marine et terrestre sont de l'ordre de 150 Gt par an. Compte tenu de la faible quantité de carbone présente dans l'atmosphère, ceci conduit à des temps de résidence du carbone extrêmement faibles, de l'ordre de l'année à la dizaine d'années. Comme nous l'avons vu plus haut, l'émission de CO_2 *anthropique* s'inscrit dans cette échelle de temps où les processus naturels susceptibles de l'absorber sont en priorité la biomasse et l'océan.

– *À très long terme* (millions-centaines de millions d'années), les puits du carbone prépondérants deviennent d'une part l'altération chimique des silicates associée à la séquestration dans les sédiments, sous forme de carbonates, d'une partie des produits de cette altération, et d'autre part la matière organique, d'origine marine et continentale, fossilisée dans les sédiments (Berner, 2003).

  L'altération chimique des minéraux des roches correspond à la réaction entre d'un côté, l'eau météorique dans laquelle du CO_2 de l'atmosphère ou des sols est dissous, mais également par les acides organiques émis par les systèmes rhizosphériques des plantes terrestres (figure 1.4).

On peut considérer cette réaction comme une réaction de neutralisation conduisant à la formation de sels : essentiellement des bicarbonates de calcium, sodium, potassium et magnésium. Dans l'océan, après transport par les eaux de surface, les êtres vivants que sont notamment les organismes planctoniques calcaires (coccolithophoridés et foraminifères), les coraux et les bivalves transforment ces produits issus des continents en carbonates. On passe donc par ce mécanisme complet (altération des roches sur les continents et biocalcification dans les océans) d'un carbone « gazeux » (CO_2 atmosphérique) à du carbone piégé dans des carbonates (aragonite, calcite, dolomite) avec une probabilité d'y séjourner de l'ordre de 400 millions d'années. Cette séquestration minérale est donc très efficace, et même si les flux de CO_2 consommés annuellement par l'altération des roches et la précipitation de carbonates sont faibles (actuellement l'estimation est de l'ordre de 0,4 Gt de carbone par an), ce processus maintenu

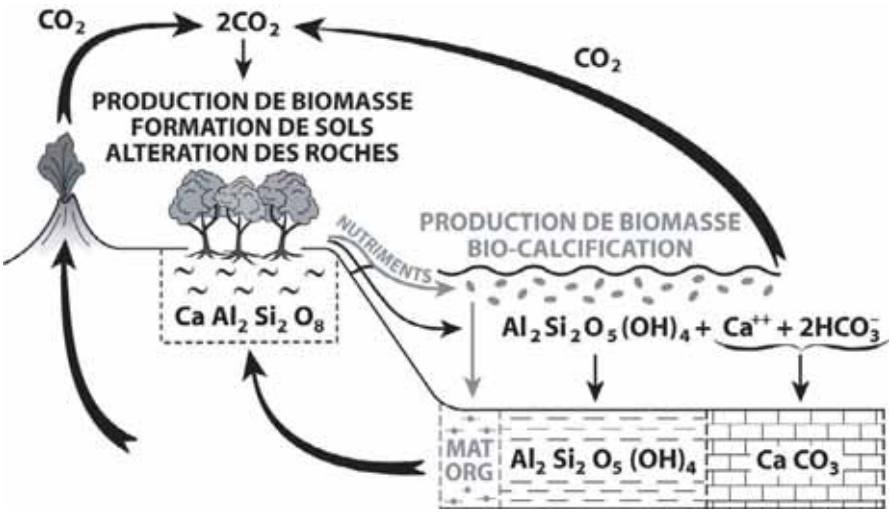


Figure 1.4
Relation entre l'altération chimique des roches silicatées, la formation des carbonates et l'accumulation de matière organique sédimentaire. D'après Westbroek (1992), Berner (1998), Huc et al. (2005).

à l'échelle géologique, est clairement responsable de la résorption d'une partie importante du CO_2 de l'atmosphère primitive de la Terre. Le second mécanisme tout aussi efficace est celui de l'enfouissement du carbone organique mentionné plus haut. Ce carbone échappe à la minéralisation pour des durées de l'ordre de quelques centaines de millions d'années, durée nécessaire pour que les séries sédimentaires à contenu organique reviennent à l'affleurement pour y être oxydées et y libérer du CO_2. La question de savoir si aujourd'hui le flux de CO_2 issu de l'altération superficielle de carbone organique compense le flux de carbone organique séquestré dans les sédiments actuels en mer reste sujette à débat. La part respective des puits « carbonates » et « matière organique » serait, pendant le Phanérozoïque, de l'ordre de 75 % et 25 % (Hayes *et al.*, 1999). À ces échelles de temps, les sources de carbone sont alors les émissions volcaniques, le métamorphisme et l'oxydation naturelle de la matière organique fossile se retrouvant à la surface. Les émissions de CO_2 dues à l'activité humaine de combustion des matières organiques fossiles (pétrole, gaz, charbon) provoquent à cet égard une accélération considérable du recyclage de ce carbone par oxydation à la surface de la Terre.

– Enfin, le cycle impliquant le carbone du manteau, *avec un temps de résidence estimé à environ 3 milliards d'années*, a une durée de l'ordre de grandeur de l'âge de la Terre (4,5 Ga). Actuellement, le flux de dégazage du manteau est bien mal contrôlé, ainsi que la part du carbone superficiel qui est entraîné par subduction dans le manteau. Des arguments

isotopiques suggèrent que la quantité totale de carbone de la surface de la Terre reste constante, ce qui revient à dire que la quantité apportée annuellement à partir du manteau équilibre celle qui rejoint le manteau par subduction. Cependant, cet équilibre aurait pu être rompu ponctuellement lors de la mise en place des LIP (*Large Igneous Provinces*), qui correspondent à de vastes épanchements basaltiques. Le flux d'entrée du CO_2 dans l'atmosphère aurait alors pu être accéléré pendant de courtes durées (dizaines, centaines de milliers d'années), ce qui aurait pu ainsi augmenter brutalement la teneur en CO_2 atmosphérique. Le temps de retour à des teneurs plus basses, voire à la valeur initiale, par des processus naturels, semblerait dans certains cas être assez bref (million d'années ou moins).

Il est à noter que les processus et les réservoirs n'ont pas été constants au cours de l'histoire de notre planète. La compréhension du cycle du carbone doit donc être considérée au travers des tailles de réservoirs, des flux et des processus afférents, mais également dans la perspective des modifications de ces derniers au cours du temps géologique et cela à toutes les échelles possibles.

3 | Rôle de l'évolution biologique

Il est clair que l'activité biologique, apparue sur Terre il y a aux alentours de 3,5 milliards d'années pendant le Précambrien, intervient comme un facteur majeur du cycle du carbone, par le jeu de la biosynthèse, de la formation de carbonates biologiques et par son action sur l'altération chimique dans les sols (pédogenèse). Outre l'acquisition, il y a environ 2,7 milliards d'années, du processus de photosynthèse, les modalités des mécanismes biologiques de stockage du carbone ont évolué de manière déterminante au cours de l'histoire de notre planète.

La formation de carbonates était probablement initialement associée à une précipitation chimique. Puis elle serait devenue le fait d'organismes provoquant d'une manière passive le dépôt de carbonates (piégeage). L'étape suivante correspondrait à une précipitation extracellulaire active ; les fortes concentrations intracellulaires de calcium étant toxiques pour les micro-organismes, ces derniers expulsent le calcium qui se retrouve ainsi à l'extérieur immédiat de la cellule. La calcification se produit alors dans ce micro-environnement extracellulaire alcalin résultant de l'exportation de calcium (Ca^{++}) provenant de la cellule, en échange du prélèvement de 2 protons (H^+). Ainsi des produits de détoxication, se manisfestant principalement sous forme de stromatolithes au Précambrien (Grotzinger, 1994), les carbonates – grâce à des mécanismes biochimiques de

calcification contrôlés d'une manière enzymatique – sont devenus des matériaux de protection et de support : récifs et coquilles à l'aube du Cambrien, puis plus tardivement tests du phytoplancton calcaire, avec un développement majeur de ces derniers au Crétacé (Hay, 1985).

Dans le domaine organique, les évolutions principales affectant le cycle du carbone correspondent à l'émergence de la vie sur Terre, au développement de la photosynthèse, et enfin au Protérozoïque à l'apparition d'organismes synthétisant des biopolymères plus résistants à la dégradation et donc plus aptes à être fossilisés et contribuant ainsi d'une manière plus efficace au stockage sédimentaire du carbone. De ce point de vue, on peut signaler que la lignine, constituant important des végétaux supérieurs terrestres qui ont colonisé les continents à la fin du Paléozoïque, apparaît comme un facteur déterminant de la préservation de la matière organique dans les dépôts de charbon ou du matériel détritique riche en matériel organique depuis le Permo-Carbonifère, notamment au sein des grands complexes deltaïques mis en place à la fin du Paléozoïque, au Crétacé supérieur et au Tertiaire. L'émergence des végétaux terrestres au Silurien, le développement des plantes vasculaires au Dévonien (Algeo *et al.*, 2001) et la colonisation de vastes aires continentales au Crétacé par les Angiospermes (Berner, 1998) sont autant d'étapes majeures dans l'évolution du cycle du carbone en raison du rôle considérable que les plantes continentales jouent dans l'altération chimique des surfaces émergées, donc dans la formation des sols.

Ces modifications profondes dans la gestion naturelle du carbone soulignent la perspective historique dans laquelle les flux de carbone entre les différents réservoirs doivent être considérés.

4 Histoire géologique du CO_2

Nous avons vu que les échanges de carbone entre le manteau et l'atmosphère, contrôlés par la subduction et le volcanisme, étaient sensiblement équilibrés aujourd'hui (régime permanent). Des augmentations importantes de la teneur en CO_2 atmosphérique associées aux grands mégacycles tectoniques du Phanérozoïque (dix à quinze fois la teneur actuelle pendant le Paléozoïque, cinq à six fois pendant le Crétacé) ont pu être modélisées et vérifiées à partir des bilans stratigraphiques du carbone sédimentaire et des isotopes du carbone. Du point de vue de l'histoire géologique, les teneurs actuelles sont très basses et ne se retrouvent probablement que pendant des périodes spécifiques correspondant aux intervalles de temps abritant des épisodes glaciaires majeurs : Pléistocène/Holocène, Permien (~300 Ma) et fin du Précambrien (~550-600 Ma, ~700-750 Ma, 2,3 Ga ?).

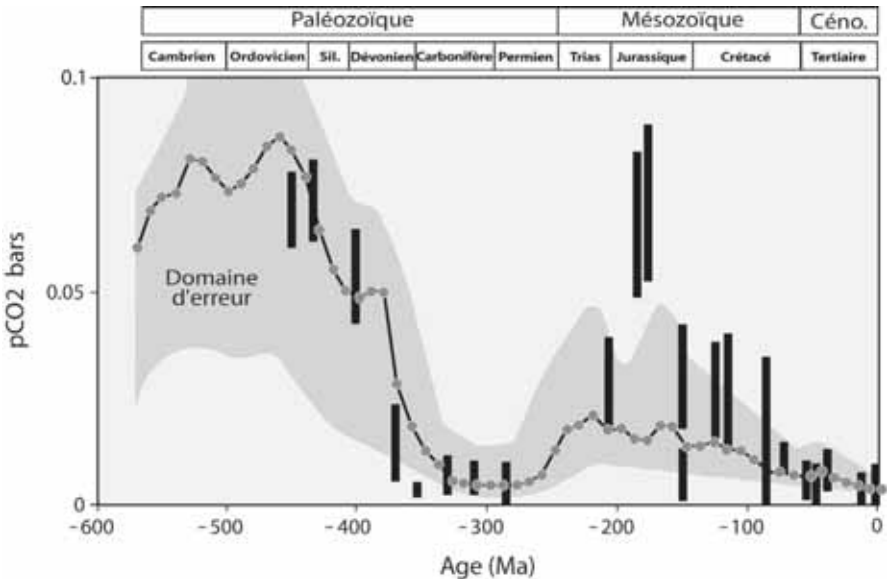


Figure 1.5
Modèle de Berner (1983). Les barres verticales correspondent aux données obtenues à partir de la composition isotopique des carbonates de sols fossiles et les indices de stomates.

Le modèle simulant cette histoire, qui est le plus classiquement cité, est celui de Berner : Geocarb (Berner et Kothavala, 2001) (figure 1.5). Il s'agit d'un modèle 1D (temps) qui postule que l'altération des roches à la surface de la Terre est le mécanisme principal qui régule la teneur en CO_2 de l'atmosphère. Ce modèle inclut une loi qui lie la température moyenne de la Terre à la teneur en CO_2 de l'atmosphère et à l'altération des roches (Brady et Caroll, 1994). Cette loi, héritée du formalisme d'Arrhenius, implique que l'altération des roches et la précipitation du carbonate de calcium qui en découle augmentent lorsque la température augmente. Ces règles rendent possibles la rétroaction suivante : CO_2 → Température élevée → Altération des roches intense → Précipitation des carbonates élevée → Baisse de la teneur en CO_2.

Outre cette chaîne de réactions qui joue le rôle de régulateur des variations de CO_2 atmosphérique, le modèle Geocarb inclut comme paramètre forçant le taux de dégazage de la Terre, pris comme proportionnel à la quantité de croûte océanique formée au cours du temps, et d'autres lois reliant l'érosion chimique aux précipitations et à l'érosion mécanique. Ce modèle introduit également des facteurs correctifs pour tenir compte de l'évolution de l'impact du couvert végétal sur l'altération des roches (apparition des végétaux vasculaires, puis des angiospermes).

Geocarb conduit à des prévisions pour les pressions partielles de CO_2 dans l'atmosphère. Ces variations semblent, bien qu'imparfaitement, confirmées par un certain nombre d'indices indirects, souvent appelés « proxies », tels que la densité des stomates de feuilles, la composition isotopique des carbonates des paléosols ou encore les isotopes du bore dans les tests de plancton calcaire (Cerling *et al.,* 1992 ; Demicco *et al.,* 2003 ; Retallack, 2002). Ces points de contrôle du modèle restent tous critiquables, et sont toujours débattus dans la littérature. Dans l'état actuel des connaissances, nous ne disposons pas de marqueurs sédimentaires entièrement fiables de la teneur en CO_2 des atmosphères anciennes. Suivant le modèle de Berner pendant le Phanérozoïque (débutant il y a ~550 Ma), les teneurs en carbone du réservoir atmosphérique ont varié considérablement, les augmentations étant fort probablement liées à des accélérations des processus tectoniques et des émissions de CO_2 : volcanisme et métamorphisme. Ces injections massives (à l'échelle de la centaine de millions d'années) se sont traduites par des atmosphères qui contenaient peut être de l'ordre de dix à quinze fois les teneurs actuelles de CO_2 au Paléozoïque et cinq à six fois au Mésozoïque. Dans les deux cas, la teneur en CO_2 atmosphérique aurait été ramenée à la valeur actuelle par des processus qui interviendraient apparemment sur le long terme (centaine de millions d'années). Les processus de consommation de CO_2 font intervenir l'altération chimique des roches (surtout silicates) et l'accumulation de carbonates et de matière organique sédimentaire.

Il faut noter par ailleurs que *deux écoles* s'opposent quant aux facteurs de contrôle de l'altération chimique des roches, qui est le véritable puits de carbone à long terme de la croûte terrestre.

La première postule que la Terre est capable de réguler, par l'altération chimique des roches, la teneur en CO_2 de son atmosphère. C'est l'hypothèse du « thermostat », qui propose qu'en réponse à une augmentation de la température terrestre, les vitesses d'altération des roches augmentent, ce qui en conséquence provoque une consommation de CO_2 accrue, donc un retour à la « normale ». Ceci expliquerait que, malgré les crises, malgré les épisodes périodiques de métamorphisme (liés aux épisodes d'orogenèse) et malgré l'augmentation régulière de l'énergie que la Terre reçoit du Soleil, la surface de la Terre soit restée dans une gamme de températures relativement restreinte, bien que celle-ci ait permis l'instauration de périodes globalement froides (Terre « igloo ») et de périodes globalement chaudes (Terre « serre »).

La seconde théorie postule que cette boucle de régulation n'est pas efficace à l'échelle planétaire et que c'est plutôt la création de surfaces minérales exposées (typiquement importante lors des épisodes d'orogenèse) qui joue le rôle majeur. Ces épisodes favorisent l'altération physique augmentant, par là, l'altération chimique avec consommation accrue de CO_2. Il s'ensuit un refroidissement généralisé et une entrée éventuelle en glaciation, la croissance des glaciers et le rebond

isostatique, pendant les périodes interglaciaires, amplifiant l'érosion physique et prolongeant le processus. Il existe de ce point de vue dans le message géologique une certaine coïncidence entre les grandes périodes d'orogenèse et de glaciations : l'entrée dans la période glaciaire Pléistocène correspondrait ainsi à la formation de l'Himalaya ; la précédente, celle du Permo-Carbonifère, à la mise en place des chaînes hercyniennes.

Pour tester ces modèles, de nombreuses études ont été entreprises, à la fois d'un point de vue expérimental, mais aussi en partant des mesures de terrain, c'est-à-dire en s'intéressant aux produits de l'érosion : solutions des sols et chimie des fleuves (Gaillardet *et al.*, 1999). Les résultats montrent que l'augmentation de la température facilite l'altération des roches, mais qu'elle n'est, de loin, pas le seul paramètre. Ainsi l'altération des silicates en Sibérie est à peu de choses près aussi efficace que celle de Guyane, ainsi que l'attestent les flux de carbone inorganique exportés de ces deux écosystèmes (Edmond *et al.*, 1994).

Les résultats des travaux de terrain viennent à l'appui des deux modèles évoqués plus haut et la réalité est probablement que, suivant les périodes de l'histoire de la Terre, l'un ou l'autre a opéré.

Il faut noter que ce genre de modèle est tributaire du pas de temps utilisé (10 millions d'années) et que des événements de plus petite longueur d'onde ne peuvent être pris en compte.

Des travaux récents utilisant les indices évoqués plus haut (densité des stomates de feuilles fossiles, isotopes du bore...) semblent faire apparaître des variations très brutales des paléoteneurs de CO_2. Ce phénomène est bien illustré pendant des épisodes appelés « optima climatiques » à la fin du Paléocène, au début et au milieu de l'Éocène. Ces épisodes brefs d'augmentation et de diminution de la teneur en CO_2 atmosphérique se seraient produit de multiples fois tout au long du Phanérozoïque, comme le suggère les dernières courbes d'index de stomates de Retallack publiées en 2002.

Les causes de ces « accidents » font l'objet de vives discussions dans la communauté scientifique (épisodes volcaniques, décomposition des hydrates de méthane...). À cet égard, certains événements catastrophiques de supervolcanisme (*Large Igneous Provinces*), ayant perturbé le cycle du carbone, ont été étudiés, comme par exemple les épanchements des basaltes du Deccan à la frontière Crétacé/Tertiaire, les traps[1] de Sibérie au passage Permien-Trias. L'éruption des traps du Deccan, il y a 65 millions d'années, aurait ainsi injecté

[1] Traps : empilements de coulées de laves formant des falaises en escaliers.

des quantités considérables de CO_2 dans l'atmosphère (3 à 9 10^3 Gt) en provoquant une augmentation de température globale de l'ordre de 4 °C. L'altération subséquente des roches (en particulier des basaltes épanchés) et la précipitation de carbonates ont pu relativement rapidement résorber cet excès de CO_2 atmosphérique. Le phénomène aurait bénéficié du fait que les traps du Deccan se sont mis en place dans une zone particulièrement chaude et humide de la planète, favorisant ainsi l'altération chimique. La perturbation globale des cycles biogéochimiques peut notamment être suivie grâce à la géochimie isotopique (figure 1.6). Il est remarquable que, pendant ces périodes, les phénomènes d'augmentation de teneur du CO_2 par volcanisme et les processus ayant résorbé ce gaz sont probablement intervenus à des échelles de temps inférieures au million d'années ; avec la possibilité, là aussi, que les observations actuellement disponibles ne soient que la résultante d'événements encore plus brefs.

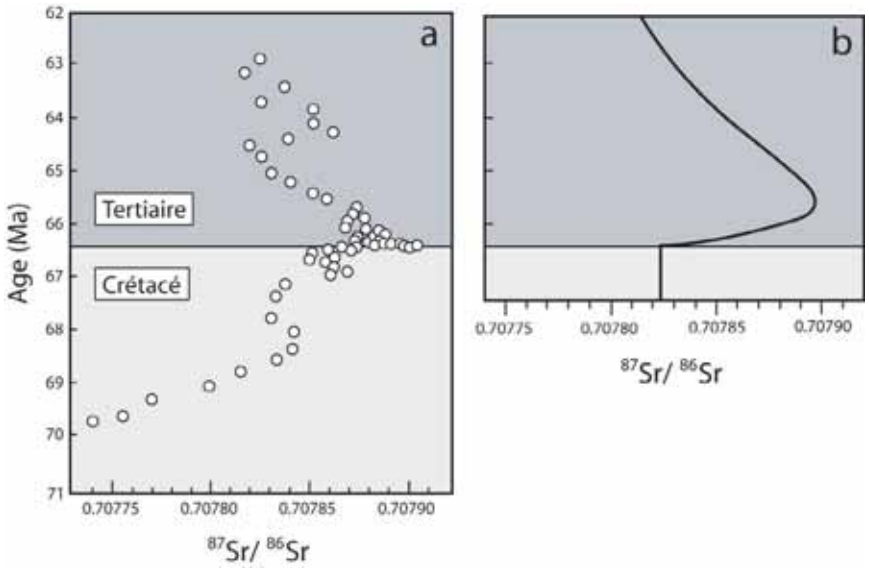


Figure 1.6
Évolution du rapport isotopique $^{87}Sr/^{86}Sr$ des carbonates marins, contemporaine de la mise en place des traps du Deccan (a). Ce paramètre est contrôlé par le rapport isotopique $^{87}Sr/^{86}Sr$ de l'eau de mer, lui-même témoin de l'intensité d'altération des roches (b). Valeurs mesurées (Martin et Macdougall, 1991) et modélisées (Dessert et al., 2001).

On voit ici que le débat sur la géologie du CO_2 au cours du Phanérozoïque ne pourra être tranché que par des études où la prise en compte de la résolution temporelle des phénomènes que l'on souhaite identifier et quantifier sera déterminante.

Il convient de noter que de nouveaux modèles sont en cours de développement, de test et d'application. Il s'agit notamment du modèle numérique

GEOCLIM (GEOlogical time scales CLIMate) (Goddéris et Joachimski, 2004) couplant le calcul du climat avec une résolution spatiale 2D et le calcul du cycle global du carbone. Ce modèle, qui permet une spatialisation du calcul de l'altération continentale, peut ainsi être utilisé pour estimer la teneur en CO_2 atmosphérique.

Le cycle du carbone au cours des temps géologiques précédant le Phanérozoïque (Précambrien) reste en grande partie obscur. Cette période de l'histoire de la Terre a pourtant été le théâtre de bouleversements considérables quant à la biogéochimie du carbone. En effet, l'atmosphère primitive de la Terre était fort probablement très chargée en CO_2 (50 à 100 bars de pression partielle de CO_2 selon les auteurs). Pendant les trois premiers milliards d'années de l'histoire de la Terre, ces quantités gigantesques de CO_2 ont été piégées. Les processus à l'œuvre, impliquant probablement la précipitation et la bioprécipitation passive ou active des carbonates, restent à définir. À la fin du Précambrien, la pression partielle de CO_2 aurait ainsi été ramenée à des valeurs comparables à celles que nous connaissons actuellement (0,0035 bar) comme le suggèrent les glaciations protérozoïques.

Conclusion

Le cycle biogéochimique du carbone est probablement celui qui a été le plus étudié. Cependant, il est loin d'être parfaitement connu. La taille, et les flux concernés, des réservoirs constitués par le picoplancton ou bien la biosphère profonde (*cf.* chapitre 7) restent très mal appréhendés. L'importance relative des échanges atmosphère/océan et atmosphère/écosystèmes continentaux fait l'objet de recherches actives. Le rôle des hydrates de méthane, mal quantifiés, est à peine abordé et la dynamique du méthane atmosphérique est loin d'être résolue. Quant à l'altération chimique des roches superficielles, identifiée comme cardinale dans la régulation du CO_2 atmosphérique, elle est encore insuffisamment prise en compte. Les mécanismes et les échelles de temps associées au cycle biogéochimique du carbone au cours du Phanérozoïque, pour lequel les archives géologiques sont pourtant abondantes, restent débattus. Enfin le cycle biogéochimique du carbone pour le Précambrien qui représente les trois quarts de l'histoire de notre planète demeure largement inconnu.

Recommandations

Bien que très étudié, le cycle du carbone mérite une attention toute particulière en raison de son importance dans la problématique de l'accroissement anthropique du CO_2 atmosphérique. L'acquisition de connaissances supplémentaires

nécessaires ne peut se concevoir que par une approche systémique et doit s'appuyer sur une intégration volontariste des disciplines. Mieux comprendre le cycle naturel et son évolution géologique est indispensable pour mieux percevoir les mécanismes de perturbations et ses effets, voire pour les gérer et accompagner les efforts de « remédiation » en s'inspirant du système naturel.

Dans cette optique un certain nombre d'axes de recherche dans des domaines insuffisamment développés peuvent être signalés.

Altération des roches

Nous avons vu que les processus d'altération chimique des roches superficielles (*via* la formation de sols) sont probablement le maillon critique de la régulation naturelle du CO_2 atmosphérique à l'échelle géologique. Mieux les définir et les quantifier, mais également évaluer la réactivité temporelle du processus, sont des enjeux majeurs. À cet égard, une synergie renforcée notamment entre géologues, biologistes et pédologues semble indispensable.

De même, l'étude de l'évolution géologique des biocénoses continentales en relation avec la formation des sols permettrait de mieux éclairer ce rôle de « pompe à CO_2 » joué par l'altération chimique des minéraux.

Biocalcification

Le puits ultime du carbone est le carbone sédimentaire (carbonate et matière organique). Les phénomènes impliqués dans la formation de ces réservoirs devront être mieux connus. La formation de carbonates est essentiellement biologique. Les processus de biocalcification (jusqu'à l'échelle de la biologie moléculaire) sont donc très importants à étudier. Un point à ne pas négliger est l'évolution paléontologique de ce piégeage biologique de carbonates : élimination du calcium intracellulaire en excès (poison pour les organismes), piégeage passif, piégeage actif, calcification contrôlée d'une manière enzymatique, calcaire construit, coquilles et tests, plancton calcaire. Cette évolution, qui se traduit par une efficacité de plus en plus grande de capture et de stockage du carbone au cours des temps géologiques, est un sujet digne d'intérêt et a d'ailleurs déjà conduit à des travaux très spectaculaires.

Les modifications du chimisme des océans (mer aragonitique/mer calcitique) se sont traduites par des différences notables de quantité et de nature des carbonates sédimentés. En particulier, l'augmentation du rapport Mg/Ca, peut inhiber la précipitation de calcite et ainsi permettre la précipitation d'aragonite (dont le seuil de saturation est plus élevé). Le cycle du carbone pourrait aussi être

perturbé par la présence d'inhibiteurs pour la formation des carbonates (Fe^{++}, phosphates. . .) ou par celle de catalyseurs, qui restent à définir. Un champ de recherche est ouvert dans ce domaine.

Indices de paléoteneurs en CO_2 atmosphérique

Afin de fournir des informations factuelles et de proposer des contraintes aux modèles numériques, des indices permettant d'approcher les valeurs des paléoteneurs en CO_2 sont des outils indispensables. Certains sont disponibles aujourd'hui. Cependant il convient encore d'évaluer d'une manière critique la pertinence de ces indices, les affiner et en développer d'autres.

Cinétique et résolution temporelle

Les processus naturels évoqués dans ce document sont extrêmement mal contraints quant à leur constante de temps. En effet les expérimentations et les modèles proposés actuellement pour en rendre compte ne permettent pas d'apprécier suffisamment leur cinétique dans le milieu naturel.

Étudier le devenir du CO_2 lors des événements géologiques brutaux en tant qu'analogues (approchés) des variations actuelles est probablement une piste à suivre.

Enfin, il est clair que le problème de la résolution du temps dans les archives géologiques, bien qu'en constant progrès, se pose ici avec acuité.

Modélisation

Il est impensable d'aborder la complexité du cycle biogéochimique du carbone sans une intégration passant par la modélisation numérique. Cette piste est suivie par quelques laboratoires de recherche, mais des progrès importants restent à réaliser. Les modèles de climat les plus modernes devront notamment prendre en compte le contrôle de l'altération chimique par la température aussi bien que par les processus physiques de création de surface. Ils devront également inclure le rôle joué par la biosphère dans l'altération du substratum. La pertinence de la résolution spatiale et temporelle des modèles du futur demeure un point crucial.

Références bibliographiques

Algeo TJ., Scheckler SE. et Maynard JB. (2001). Effects of the Middle to Late Devonian spread of vascular land plants on weathering regimes, marine biota, and global climate, *In* Gensel PG. and Edwards D. (eds). *Plants Invade the Land : Evolutionary and Environmental Approaches*, New York, Columbia Univ., p. 213-236.

Anderson TF. et Arthur MA. (1983). Stable isotopes of oxygen and carbon and their appliocation to sedimentologic and paleoenvironment problems, *In* Arthur MA., Anderson TF., Kaplan IR., Veizer J. and Land LS. (eds). *Stable isotopes in sedimentary geology*, Columbia, SEPM short courses, p. 1-151.

Berner RA. (1998). The Carbon Cycle and CO_2 over Phanerozoic time : the role of land plants. *Royal Society Philosophical Transactions*, ser.B, **353** : 75-82.

Berner RA. (2003). The long-term carbon cycle, fossil fuels and atmospheric composition : *Nature*, **426** : 323-326.

Brady PV. et Caroll SA. (1994). Direct effects of CO_2 and temperature on silicate weathering : possible implications for climate control. *Geochemica and Cosmochimica Acta,* **58** (8) : 1853-1856.

Cerling TE. (1992). Use of carbon and oxygen istotopes in paleosols as an indicator of the PCO_2 of the paleoatmosphere. *Global Biogeochemical Cycles*, **6** : 307-314.

Demicco RV., Lowenstein et Hardie LA. (2003). Atmospheric pCO_2 since 60 Ma from records of seawater pH, calcium, and primary carbonate mineralogy. *Geology*, **31** : 793-796.

Dessert C., Dupré B., François TK., Schott LM., Gaillardet J., Chakrapani G. et Bajpai S. (2001). Erosion of Deccan traps by river (image) geochemistry. Impact on global climat and 87Sr/86Sr ratio of seawater : *Earth Planet Sci Lett*, **188** : 459-474.

Edmond JM. *et al.* (1994). Fluvial geochemistry and denudation rate of Guyana shield. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **59** : 3301-3325.

Falkowski P., Scholes RJ., Boyles, Canadell J., Canfield D., Elser J., Gruber N., Hibbard K., Högberg P., Linder S., Mackenzie FT., Moore III B., Pedersen T., Rosenthal Y., Seitzinger S., Smetacek V. et Steffen W. (2000). The global carbon cycle : a test of our knowledge of Earth as a system. *Science*, **290** : 291-296.

Gaillardet J., Dupré B., Louvat P. et Allègre C. (1999). Global silicate weathering and CO_2 consumptia rates deduced from the chemistry of the large rivers. *Chem Geol*, **159** : 3-10.

Gaillardet J. (2005). L'eau, le CO_2 et le climat de la Terre, *In* de Wever P., *Paleoclimat*. Vuibert ed, Paris.

Goddéris Y. et Joachimski MM. (2004). Global change in the late Devonian : modelling the Frasnian-Famennian short-term carbon isotope excursions. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **202** : 309-329.

Grotzinger JP. (1994). Trends in Precambrian carbonate sediments and their implication for understanding evolution, *In* Bengtson S. (ed). *Early life on Earth*. Nobel symposium n° 84, New York, Columbia U.P., p. 245-258.

Hay WW. (1985). Potential errors in estimates of carbonate rock accumulating through geologic time, *In* Sundquist E. and Broecker W. (eds). *The carbon cycle and atmospheric CO_2 : Natural variations Archean to Present*. American Geophysical Union, p. 573-583.

Hayes JM., Strauss H. et Kaufman AJ. (1999). The abundance of 13C in marine organic matter and isotopic fractionation in the global biogeochemical cycle of carbon during the past 800 Ma. *Chemical Geology*, **161** : 103-125.

Hedge J. et Keil RG. (1995). Sedimentary organic matter preservation : an assessment and speculative synthesis. *Marine Chemistry*, **49** :81-115.

Huc AY., Van Buchem FSP. et Colletta B. (2005). Stratigraphic control on source rocks distribution : First and second order scale, *In* Harris NB. and Pradier B. (eds). The deposition of organic rich sediments models, mechanisms and conséquences. *SEPM Special Publication,* **82** : 225-242.

Javoy M. (1998). The birth of the Earth's atmosphere : the behavior and fate of its major elements. *Chemical Geology*, **147** : 11-25.

Javoy M., Pineau F. et Allègre C. (1982). Carbon geodynamic cycle. *Nature*, **300** : 171-173.

Keeling CD., Bacastow RB., Carter AF., Piper SC., Whorf TP., Heiman M., Mook WG. et Roeloffzen H. (1989). A three-dimensional model of atmospheric CO_2 transport based on observed winds : 1. Analysis of observational data, *In* Peterson DH (ed). *Aspects of climate variability in the Pacific and the Western Americans*. Geophysical Monograph, p. 165-235.

Keppler H., Wiedenbeck M. et Shcheka SS. (2003). Carbon sobulility in olivine and the mode of carbon storage in the mantle. *Nature*, **424** : 414-416.

Martin EE. et Macdougall JD. (1991). Seawater Sr isotopes at the Crataceous/Tertiary boundary. *Earth Planet. Sci. Lett.*, **104** : 166-180.

Petit JR., Jouzel J., Raynaud D., Barkov NJ., Barnola JM., Basile I., Benders M., Chappelaz J., Davis M., Delaygue G., Delmotte M., Koltkyakov VM.,

Legrand M., Lipenkov VY., Lorius C., Pépin L., Ritz C., Saltzman E. et Stievenard M. (1999). Climate and atmospheric history of the past 420 000 years from the Vostok ice core, Antartica. *Nature*, **399** : 429-436.

Prieur A. et Combarnous M. (2003). Forêts et cycles de vie : aspects énergétiques, produits, carbone stocké, *in* : *Congrès Forestier Mondial,* Québec, 21-28 septembre 2003.

Retallack GJ. (2002). Atmospheric CO_2 from fossil plant cuticles. *Nature*, **415** : 38.

Westbroek P. (1992). *Life as a geological force, dynamics of the Earth.* New York, W.W. Norton & Co, 240 p.

CHAPITRE 2

Cycle des principaux nutriments (azote, phosphore et soufre) à l'échelle planétaire

PATRICK LAVELLE

De la vingtaine d'éléments considérés comme nutriments pour les plantes, le carbone, l'azote, le phosphore, le soufre et le potassium sont les plus importants quantitativement (tableau 2.1). Les dysfonctionnements de leurs cycles liés aux activités humaines posent également les plus graves problèmes. Le cycle du carbone est fortement modifié par la fuite annuelle vers l'atmosphère de 6 à 8 Pg (petagramme = 10^{15} g) par an de C provenant de la combustion des hydrocarbures fossiles et par le déstockage du C contenu dans la biomasse végétale et les sols. Le cycle de l'azote est affecté par l'addition de 200 Tg (teragramme = 10^{12}) par an d'azote assimilable apporté sous forme d'azote fixé dans les agrosystèmes et les engrais chimiques ; cet apport qui représente le double des apports de l'ère préindustrielle (estimés à 90-130 teragrammes par an) n'est qu'en partie dénitrifié et l'azote assimilable s'accumule dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. La dénitrification est en elle-même une source de pollution atmosphérique significative.

Le phosphore assimilable apporté principalement sous forme d'engrais dans les terres agricoles s'accumule aussi dans la biosphère au rythme de 10,5 à 15,5 Tg/an à comparer aux 1-6 Tg de l'ère préindustrielle. Accumulé dans les sols, ce phosphore est progressivement transféré vers les eaux douces et les mers par l'érosion et le dépôt de poussières atmosphériques.

Ces tendances sont susceptibles de s'étendre et de se renforcer dans les prochaines décennies. Cependant, la compréhension des mécanismes responsables de cette situation montre les voies à suivre pour corriger ces effets et mieux maîtriser les flux de nutriments aux échelles locale, régionale et planétaire.

1 Processus généraux communs aux divers cycles biogéochimiques des nutriments

Le recyclage des nutriments associe des processus biologiques à des mécanismes chimiques et physiques. Les mécanismes biologiques sont prépondérants dans le recyclage du carbone et de l'azote, alors que les cycles du phosphore et du soufre sont plus dépendants des processus physiques et chimiques. Cependant, un certain nombre de mécanismes de base, communs aux divers cycles, contribuent à les rendre interdépendants et interactifs.

1.1 La stœchiométrie écosystémique, un problème d'équilibre entre les nutriments

Les organismes vivants ont des compositions relativement constantes en divers éléments, particulièrement en carbone, azote et phosphore. Dans les micro-

	Contenu en divers éléments (μg/g)			Formes principales	Fonction biologique
	Plante	Sol	Océan		
Macronutriments (>0,1 % de la masse sèche)					
C	454,000	20,000	28	CO_2	Molécules organiques ; photosynthèse
O	410,000	490,000	857,000	O_2	Molécules organiques ; respiration cellulaire
H	55,000	650	108,000	H_2O	Molécules organiques
N	30,000	1,000	0.5	NO_3^- or NH_3	Protéines, acides nucléiques et chlorophylle
K.	10,000	380	K^+		Principal ion positif dans les cellules ; contrôle de l'ouverture des stomates ; activité enzymatique
P	2,300	800	0.07	H_2PO_4 or HPO_4	Acides nucléiques, phospholipides, transporteur d'électrons dans les chloroplastes et les mitochondries
Ca	1,800	10,000	400	Ca^{++}	Composés adhésifs des parois cellulaires ; contrôle de la perméabilité membranaire ; activation enzymatique
Mg	3,200	6,000	1,350	Mg^{++}	Composant de la chlorophylle ; activation enzymatique ; stabilité des ribosomes
S	3,400	50	885	SO_4^{-2}	Composant des protéines et de nombreuses enzymatique
Cl	2,000	100	19,000	Cl^-	Photosynthèse

Tableau 2.1
Principaux éléments nécessaires à la croissance des plantes et concentrations dans les plantes, le premier mètre de sol et les eaux océaniques. Source : Fortescue (1980), Bohn et al. (1979).

	Contenu en divers éléments (μg/g)			Formes principales	Fonction biologique
	Plante	Sol	Océan		
Micronutriments (<0,2 % de la masse sèche)					
Fe	140	40,000	0,01	Fe^{++} or Fe^{+++}	Nécessaire à la synthèse de la chlorophylle ; composant de transporteurs d'électrons
Mn	630	800	0,002	Mn^{++}	Photosynthèse ; activation enzymatique
Mo	0,05	3	3	MoO_4^{--2}	Métabolisme et fixation de l'azote
Cu	14	20	0,003	Cu^{++}	Activation enzymatique ; composant de transporteurs d'électrons dans les chloroplastes
Zn	100	50	0,01	Zn^{++}	Activation enzymatique ; synthèse protéique ; synthèse d'hormones
Bo	50	10	4,6	B_{o3}^{-}	Transport des sucres
Ni				Ni^{++}	Cofacteur du métabolisme azoté
Si	1,000	33,000	3	$Si(OH)_4$	Tissus de support
Co	0,5	8	0,0003	Co^{2-}	Nécessaire aux plantes fixatrices d'azote
Na	1,200	7,000	10,500	Na^{+}	Bénéfique aux plantes supérieures
Se	0,05	0,01		SeO_4^{2-}	Bénéfique aux plantes supérieures
I	0,005	5		I^{-}	Bénéfique aux plantes supérieures

Tableau 2.1
Suite.

algues des eaux douces, les contenus élémentaires exprimés en rapports molaires sont de 125 : 19 et 1 respectivement pour C, N et P (Reynolds, 1990), du même ordre de grandeur que le rapport de Redfield (106 : 16 : 1) proposé pour la matière organique en suspension dans les océans (Redfield, 1958).

Les proportions pour les plantes terrestres sont de l'ordre de 200 : 13 : 1, car le besoin accru de tissus de soutien augmente le contenu de carbone. Comme les proportions des divers groupes fonctionnels dans les écosystèmes ont aussi des proportions assez constantes dans leurs contenus en nutriments, les écosystèmes présentent aussi une telle proportionnalité entre les contenus en divers nutriments. Ceci a des conséquences majeures, par exemple que les cycles des nutriments sont intimement liés dans des molécules organiques produites par les organismes vivants. Perturber l'un des cycles revient automatiquement à perturber les autres.

En réponse à une composition déséquilibrée des nutriments dans leur nourriture, les organismes éliminent les nutriments en excès ou développent des stratégies pour mieux capturer les nutriments qui limitent leur croissance. Par exemple, dans les grandes étendues d'eau, l'efficacité de la reminéralisation est plus grande pour le phosphore que pour l'azote, le carbone étant le moins affecté. Il en résulte une modification du rapport azote/phosphore des nutriments disponibles. Ce changement peut être corrigé par des apports naturels de nutriments, ou encore plus modifié par les entrées liées aux activités humaines à l'échelle du paysage, en milieu terrestre ou aquatique. Deux phénomènes peuvent en résulter. En premier lieu, une nouvelle communauté phytoplanctonique peut se développer, avec des espèces plus compétitives dans les conditions réalisées de rapport azote/phosphore et de concentrations totales. Les proportions relatives de carbone, d'azote et de phosphore du phytoplancton peuvent en outre être modifiées, affectant leur valeur nutritive pour les consommateurs primaires et l'efficacité du transfert d'énergie dans le réseau trophique. Jusque dans les années 1980, le nitrate était considéré comme le nutriment qui limitait le plus la production primaire dans les océans. Le paradigme de l'Atlantique Nord qui considère que la production primaire est contrôlée par l'azote minéral dissous, fut formulé sur la base des études conduites dans cette région du monde où se concentraient la plupart des stations d'observation marine. Cette vision de la biogéochimie des océans s'est avérée quelque peu erronée. Des études multidisciplinaires dans une gamme élargie de situations ont révélé le rôle d'autres nutriments. Les diatomées, éléments de base de l'écosystème marin, ont des besoins importants en $Si(OH)_4$ et celui-ci peut être rapidement épuisé si de l'azote ou du phosphore sont disponibles en excès. Le phosphore nécessaire en particulier pour la fixation de l'azote, n'a pas de taux stœchiométrique fixe. L'interaction des organismes avec les grands cycles biogéochimiques des océans rend nécessaire la considération de chaque situation en fonction des limitations possibles en nutriments.

1.2 Le rôle de la matière organique

Ce rôle est également examiné dans le chapitre 8.

La matière organique, ensemble des composés carbonés d'origine biologique, joue un rôle central dans la disponibilité des nutriments pour les plantes. Elle constitue le plus grand stock labile de nutriments dans le sol, les sédiments et les eaux. Comme l'absorption par les plantes est presque exclusivement sous des formes inorganiques, le processus biologique de décomposition de la matière organique est crucial pour la disponibilité des nutriments (Lavelle et Spain, 2001).

La matière organique des sols et des sédiments est un mélange hétérogène composé de particules partiellement décomposées de tissus animaux et végétaux, la biomasse microbienne vivante (principalement composée de champignons et de bactéries) et de composés amorphes, polymères carbonés de haut poids moléculaire résistant à la décomposition, désignés sous le terme générique de substances humiques. Il s'y ajoute une petite quantité de molécules organiques plus facilement décomposables, carbohydrates, amino-acides ou lipides.

La matière organique particulaire fournit de l'énergie pour toutes les activités de la faune et de la microflore et leur permet ainsi de construire les structures micro-agrégées qui contrôlent les propriétés hydrauliques du sol et l'oxygénation des sédiments, et contribuent à la conservation de la matière organique par un mécanisme de séquestration physique dans les agrégats compacts. Les polymères humiques sont des réserves de nutriments séquestrés dans des structures chimiques pour des périodes allant du siècle au millénaire. Comme leurs surfaces portent des charges électrostatiques, les molécules humiques, comme les argiles, offrent des sites privilégiés où les cations et des anions utilisables par les plantes sont fixés, échappant ainsi au lessivage.

1.3 Systèmes biologiques de régulation et zones tampons à diverses échelles

La régulation des cycles de nutriments s'opère à différentes échelles de temps et d'espace (tableau 2.2). À l'échelle de la parcelle, des interactions complexes entre les processus physiques, chimiques et biologiques permettent au flux des nutriments libérés par les activités microbiennes de s'ajuster précisément aux besoins des producteurs primaires, limitant ainsi les pertes vers d'autres parties

Échelles	Structures Biophysiques (Systèmes auto organisés)	Processus	Indicateurs du service	Altérations anthropiques	Indicateur de l'altération*
1-2 Boucles microbiennes	Sol + sédiments : Micro-agrégats Milieux aquatiques : colonne d'eau	Réseaux trophiques	Sols : indice de maturité (Bongers, 1990) Tous : diversité dans les réseaux trophiques (Micro- et mésofaune)	Pollution organique et chimique	Application d'engrais et de pesticides
3 - Domaines physiques des invertébrés ingénieurs + 4 - Parcelle/ Écosystème	Structures biogéniques créées par les racines et les bioturbateurs ; Herbivorie, Réseaux trophiques Saprophagie, comminution, Incorporation de la matière organique dans des agrégats stables	Création d'habitats Accès modifié aux ressources Régulation des propriétés hydrauliques et de la dynamique de la matière organique Accélération de la libération des nutriments à partir de la biomasse des plantes Production de CH4 dans les tubes digestifs des ruminants Modification des taux de décomposition Matière organique séquestrée	Micromorphologie des sols et sédiments Bio-indicateurs de la qualité du sol (Ruiz-Camacho, 2004 ; Velasquez, 2004). Bio-indicateurs de la qualité de l'eau (Genin *et al.*, 1997) Bilan des nutriments à l'échelle de la parcelle Surveillance à l'échelle de la parcelle Suivi des taux de décomposition Peuplements d'invertébrés (Indicateur de la qualité du sol) Distribution de la matière organique en fractions granulométriques	Pollution organique et chimique Rupture physique (labour) Transformation des milieux naturels et des cultures en pâturages Pollution organique et chimique	Application d'engrais et pesticides Description des pratiques de travail du sol Pression de pâturage Types d'usage du sol

* À l'échelle indiquée

Tableau 2.2
Structure biophysiques permettant la régulation des cycles biogéochimiques à différentes échelles, processes impliqué et indicateur de leur fonctionnalité (Lavelle et al., Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

Échelles	Structures Biophysiques (Systèmes auto organisés)	Processus	Indicateurs du service	Altérations anthropiques	Indicateur de l'altération
	Qualité de la matière organique produite par les producteurs primaires Texture et structure des sols et sédiments ; variations à l'échelle de l'écosystème et du paysage	Détermine les taux et les voies du recyclage et de la libération des nutriments Régulation du stockage et de la libération des nutriments	Analyse chimique du matériel végétal : rapport C : N, composes phénoliques Texture, nature des minéraux argileux, Capacité d'Echange Cationique Porosité, agrégation	Modification du couvert végétal Fertilisation Sédimentation et dépôts de poussières atmosphériques Rupture physique, tassement des sols et sédiments	Fixation de N ; production primaire ; présence de ligneux vs. herbacées Apports externes (engrais, dépôts, importation) Texture, formation de dunes (écosystèmes désertiques) Labour, pression de pâturage
5 - Paysage terrestre ou marin 6 - Bassins versants/Océan/ Biome terrestre	Distribution verticale dans les sols et les colonnes d'eau Mosaïque d'écosystèmes (taches, écotones et zones tampon)	Transferts et pertes Zones tampons régulant le transfert des nutriments entre les domaines (terrestre vers aquatique) Transferts des continents vers les rivières et océans	Suivi des concentrations dans le profil des sols, les colonnes d'eau et de sédiments Analyse de la composition des paysages terrestres et marins par télédétection (fragmentation, homogénéité, forme des éléments, indices divers) Eutrophisation, taux d'érosion, décharge fluviale	Intensification de l'exploitation agricole et forestière Urbanisation Pollution	Modifications de la composition et de la structure du paysage (télédétection) Application d'engrais Usage de détergents Fixation d'azote en agriculture et foresterie Densité de population humaine Indicateurs socio-économiques (formation, santé...)
7 - Biosphère	Interactions homéostatiques entre l'atmosphère, la lithosphère et la biosphère	Transport transocéaniques (*conveyer belts*) et continentaux (dépôts de poussières)	Mesure par télédétection des poussières atmosphériques Surveillance des courants marins	Changement climatique	Paramètres climatiques globaux

Tableau 2.2
Suite.

des écosystèmes ou vers d'autres écosystèmes adjacents. Cette « synchronisation » entre la libération des nutriments et leur utilisation par les plantes est déterminée par un ensemble de facteurs hiérarchiquement organisés ; les facteurs climatiques agissent aux échelles globales/régionales, les processus microbiens aux échelles locales, avec, aux échelles intermédiaires, les facteurs édaphiques, l'effet du couvert végétal sur la qualité des ressources organiques mises à disposition des décomposeurs et les activités des organismes « ingénieurs » régulateurs proximaux des activités microbiennes (Lavelle *et al.*, 1993). On postule généralement que cette synchronisation est moins bien réalisée dans les agro-écosystèmes que dans les systèmes naturels, avec pour conséquence des fuites de nutriments vers les systèmes aquatiques et l'atmosphère.

À toutes les échelles, de l'agrégat au profil de sol et du paysage à la région et à la biosphère, des systèmes tampons, analogues des « systèmes biologiques auto-organisés » de Perry (1995) limitent et régulent les transferts de nutriments des parcelles agricoles vers les eaux douces et les systèmes marins, et les redistribuent à la surface de la Terre (Lavelle *et al.*, 2004). Dans chacun de ces systèmes, des peuplements d'organismes agissant en interaction peuvent absorber ou libérer les nutriments et les faire évoluer vers des formes assimilables et mobiles, ou au contraire, les bloquer sous des formes peu assimilables et/ou protégées physiquement. Les agrégats créées par les activités biologiques et certains processus physiques dans le sol sont un exemple de structure permettant la séquestration du carbone ; la matière organique enfermée dans ces agrégats est en effet souvent d'un accès limité aux décomposeurs, du fait de leur structure compacte laissant peu de place à la porosité.

Sept niveaux successifs de systèmes tampons peuvent ainsi être définis, communs aux systèmes aquatiques et terrestres :

1. Les peuplements microbiens dans les micro-agrégats et les films microbiens

À cette échelle, diverses transformations peuvent être opérées par des ensembles très divers de microbes qui fonctionnent en interaction ; des systèmes interactifs (exemple : celui qui produit la nitrification de l'azote) qui reposent sur un faible nombre d'espèces sont plus vulnérables.

2. Les boucles microbiennes

Ces structures associent les micro-organismes et leurs prédateurs dans les agrégats du sol et des sédiments, les paquets de feuilles ou d'algues ou dans les colonnes d'eau, en milieu dulçaquicole ou marin. Il est rare qu'ils soient sévèrement endommagés, bien que des modifications des peuplements de nématodes ou de la densité et de la composition des peuplements de micro-organismes aient

été signalés en réponse aux pratiques de gestion des sols. Quand les systèmes de régulation à des échelles plus larges sont neutralisés, la diversité et l'abondance du réseau des microprédateurs (protozoaires, nématodes et acariens dans les sols ; peuplements microplanctoniques spécifiques dans les eaux douces et les mers) peuvent influencer des paramètres du recyclage des nutriments comme la minéralisation du carbone et de l'azote. Un indice de « maturité » du sol est proposé pour évaluer le fonctionnement de ce compartiment en milieu terrestre (Bongers, 1990).

3. Les domaines physiques des organismes ingénieurs

Les ingénieurs de l'écosystème sont des organismes qui modifient la disponibilité des ressources pour les autres organismes, par leurs activités mécaniques. Ce sont les animaux et les racines qui structurent les sédiments et les sols par leurs actions de bioturbation. L'accumulation des structures biogéniques qu'ils produisent (exemple : les turricules des vers de terre, les constructions des termites, les agrégats formés au contact des racines) délimite dans le sol des domaines, physiquement identifiables, tels la rhizosphère des racines, la drilosphère des vers de terre, ou la termitosphère des termites. Les interactions mutualistes avec les micro-organismes et les effets non trophiques des ingénieurs de l'écosystème permettent la régulation des cycles biogéochimiques à différentes échelles emboîtées de temps et d'espace (Lavelle et Spain, 2001). La fonctionnalité de ce tampon peut être évaluée par les indicateurs biologiques de la qualité des sols ou des sédiments

4. Les écosystèmes

Les écosystèmes peuvent être considérés comme des mosaïques de domaines physiques de différentes espèces de plantes et d'animaux ; les nutriments libérés en excès dans un élément de la mosaïque peuvent diffuser et être absorbés dans des taches adjacentes où ces nutriments font défaut. Ce mode de fonctionnement en mosaïque est volontairement manipulé dans la plupart des systèmes agroforestiers. Les successions secondaires dans les forêts peuvent aussi permettre l'accumulation de nutriments dans la phase mature de la forêt, sous des formes organiques complexes et leur minéralisation au moment de la repousse après la mort des arbres.

5. Les paysages terrestres et marins

À cette échelle, des structures telles que les forêts riveraines, les bas-fonds humides ou les ceintures d'algues littorales, limitent les transferts entre écosystèmes voisins. Dans le bassin de la Seine par exemple, 25 à 55 % de l'azote provenant du sol en dessous des racines ou des aquifères sont retenus ou éliminés par voie gazeuse par les forêts riveraines ou les zones humides.

6. Les bassins fluviaux, provinces géochimiques océaniques, biomes terrestres

À ces échelles, les interactions entre écosystèmes et les échanges de matériaux par érosion ou transport fluvial régulent les flux de nutriments.

7. La biosphère

À cette échelle, les circulations globales atmosphérique et océaniques permettent une redistribution des nutriments par les dépôts de poussières atmosphériques ou les « *conveyer belts* » océaniques.

Ces divers niveaux de régulation sont organisés hiérarchiquement, car chaque niveau est constitué de la somme des éléments présents au niveau inférieur suivant.

1.4 Entrées et sorties des cycles

Le bilan écosystémique des nutriments est la différence entre les entrées et les sorties. Des écosystèmes avec des bilans négatifs ou positifs sont à terme menacés. L'étendue et la durée des déséquilibres qui peuvent être tolérés sont déterminées par la capacité tampon de l'écosystème, grossièrement indiquée par la taille des stocks, divisée par le flux net normal, soit le temps de renouvellement de ces nutriments.

L'entrée de nutriments dans les écosystèmes se fait par les cinq processus suivants :

1. L'altération du substratum géologique est généralement limitée et étalée sur de longues périodes de temps ; elle représente cependant un mécanisme d'entrée important qui soutient les niveaux de phosphore, potassium, fer, aluminium, sodium et silice dans les écosystèmes naturels. La nature et la composition de la roche mère déterminent largement ce flux. Dans tous les cas, ce flux diminue avec l'âge de la surface en cours d'altération. La vitesse à laquelle les anions sont libérés par l'altération détermine la capacité d'absorption à long terme des dépôts acides par les cations, un service écosystémique d'importance majeure dans les régions sous le vent d'émissions de sources anthropogéniques d'oxyde d'azote (NO_x) et de dioxyde d'azote (SO_2).

2. Les entrées atmosphériques de nutriments peuvent se faire sous forme de dépôts secs ou humides d'éléments préalablement libérés vers l'atmosphère par

des feux (combustion de biomasse ou de carburants fossiles industriels), pratiques agricoles intensives (exemple : élevages de porcs, grandes cultures céréalières) ou extensives (agriculture sur brûlis) et érosion éolienne. Les entrées atmosphériques ont été substantiellement augmentées par les activités humaines.

3. Les processus biologiques comprennent la fixation atmosphérique de carbone (CO_2) par la photosynthèse et de l'azote atmosphérique (N_2) par la fixation biologique.

4. L'importation de nutriments s'observe quand des transferts latéraux s'opèrent, principalement avec les flux d'eau. C'est aussi le cas quand des organismes mobiles entrent dans un écosystème et les nutriments contenus dans leur biomasse sont libérés après leur mort. Le commerce actif de produits agricoles et forestiers est maintenant une voie significative de transferts de nutriments à l'échelle globale ; un transfert s'opère depuis les écosystèmes pauvres en nutriments des pays en développement vers le monde développé saturé en nutriments, et, à une échelle moindre, entre les écosystèmes ruraux et urbains.

5. Les importations anthropogéniques directes sont représentées par la **fertilisation** dans l'agriculture, l'épandage de matières organiques exogènes dans l'élevage et le **rejet de déchets** et **de résidus avec les boues d'épuration**.

La sortie de nutriments des écosystèmes s'accomplit par les processus suivants :

- **L'érosion du sol** est le principal mécanisme par lequel les nutriments sont transférés en grandes quantités depuis les écosystèmes terrestres vers les systèmes aquatiques. Bien qu'étant en soi un processus naturel de rajeunissement du sol, l'érosion est augmentée bien au-delà des taux naturels dans les systèmes où la culture, le surpâturage et le défrichage de la végétation sont opérés. Les nutriments les plus affectés par l'érosion sont le carbone, le phosphore, le potassium et l'azote.

- **Le lessivage,** flux vertical d'eau dans le profil de sol, transporte des quantités significatives de nutriments en solution, du sol vers les eaux souterraines et ensuite vers les rivières, les lacs et les océans par transport latéral. Les pertes de nutriments par lessivage sont maximales dans les systèmes cultivés, ou ceux soumis à d'autres types de perturbations majeures.

- **Les émissions gazeuses** de CO_2, CH_4, CO (et d'autres gaz) vers l'atmosphère résultent de la décomposition de la matière organique, y compris la digestion par les animaux, et les feux. Les transformations de l'azote entre ses divers états inorganiques provoquent des émissions de N_2, N_2O, NO et NH_3. Le phosphore n'a pas de formes gazeuses importantes dans la

plupart des écosystèmes. Les activités humaines comme le labour, la fertilisation, la combustion des carburants fossiles, les inondations, le drainage, la déforestation et l'altération du régime des feux ont modifié les quantités et la composition des émissions vers l'atmosphère. C'est une des causes ultimes des changements climatiques et de la détérioration de la qualité de l'air.

– **L'exportation de nutriments** contenus dans les produits de l'agriculture, de l'élevage, de la pêche ou de la foresterie.

– **Les pertes naturelles** de nutriments de la biosphère s'opèrent à un taux très faible. Par exemple, pour stabiliser la concentration de CO_2 à un niveau qui ne produise pas de dangereux changements climatiques, les émissions anthropogéniques doivent chuter dans les prochains siècles, à un niveau déterminé par le rythme de libération des nutriments séquestrés à long terme, quelques TgC par an (Prentice *et al.*, 2001).

2 Intérêt actuel de la connaissance des cycles globaux particuliers

2.1 Cycle global de l'azote

La comparaison des cycles actuel et prémoderne de l'azote montre que trois processus sont responsables du doublement approximatif des entrées d'azote dans le cycle moderne (figure 2.1).

Premièrement, les combustions industrielles de toute sorte, particulièrement des carburants fossiles, ont augmenté l'émission de gaz azotés réactifs (NO_y) vers l'atmosphère où ils contribuent à la production d'ozone troposphérique (le composant le plus nocif de la pollution atmosphérique) avant la déposition, sous forme gazeuse, de l'acide nitrique dissous dans les précipitations, ou sous forme d'aérosols secs, sur les terres et les océans. À cause de la réactivité de ces gaz, leur impact est limité à une région de près de 1 000 km sous le vent de la source.

Au début, l'azote déposé stimule la production primaire, car l'azote est le nutriment le plus fréquemment limitant dans les écosystèmes terrestres (en grande partie parce qu'il est facilement perdu sous forme gazeuses ou par lessivage). Une fois saturée la capacité de l'écosystème récepteur à absorber de l'azote, un point connu sous le nom de « saturation d'azote » est atteint ; il est marqué par une augmentation soudaine des nitrates dans l'eau de drainage du système, le surplus est lessivé dans les nappes phréatiques, puis les rivières adjacentes, les

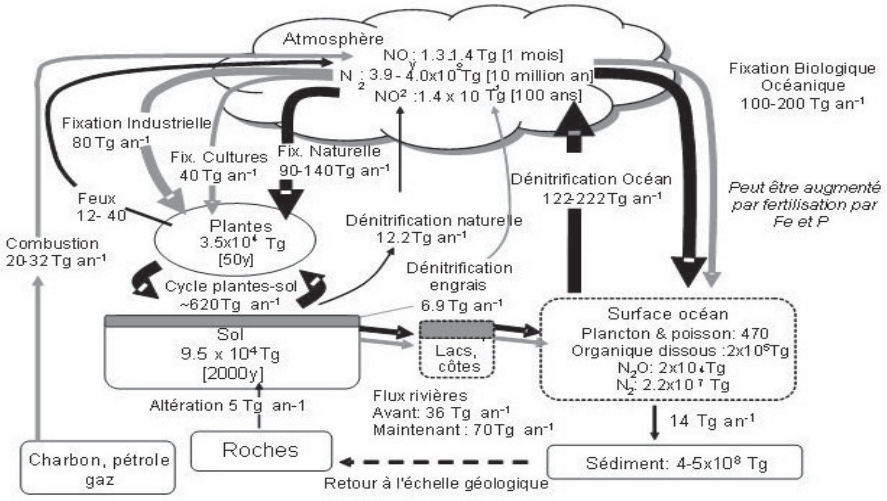


Figure 2.1
Compartiments clés, flux et temps de renouvellement (entre crochets) du cycle de l'azote et leurs modifications par les activités humaines. La taille des compartiments (= les stocks sous une forme particulière) est exprimée en TgN, ce qui équivaut à 10^{12} g (ou millions de tonnes) de N sous forme élémentaire. Les flux entre compartiments sont exprimés en TgN par an. Les compartiments où les flux entrants et sortants sont faibles en comparaison avec le stock, changent lentement, mais leurs altérations sont aussi longues à réparer.
Les flèches en gras représentent le cycle de base (préindustriel). Les flèches et boîtes en pointillés représentent des flux nouveaux ou fortement accrus en raison de l'activité humaine. La largeur des flèches est grossièrement proportionnelle au flux.
Il est clair que l'addition de nouveaux flux importants de l'atmosphère vers les terres par la fixation industrielle ou la culture de plantes fixatrices a créé un déséquilibre augmentant le flux vers les océans, contribuant à l'eutrophisation des rivières et des lacs. Une partie des surplus d'azote contribue à l'augmentation des émissions de N_2O et NO_x, vers l'atmosphère, avec des effets sur le réchauffement global, la pollution troposphérique et la diminution de l'ozone stratosphérique. Données de Reeburgh (1997), Prather et al. (2001) et Brasseur et al. (2003).

lacs et les zones côtières causant de l'eutrophisation. La biodiversité est diminuée dans les systèmes terrestres et aquatiques, et dans les cas les plus sévères, la production primaire nette, ou au moins les parties utiles de cette production, peuvent décliner.

Deuxièmement, l'invention du procédé Haber-Bosch de conversion de l'azote atmosphérique en ammonium a jeté les bases d'une croissance exponentielle de l'usage des engrais azotés dans la deuxième moitié du XXe siècle. Cela a permis les cultures à haut rendement de la « Révolution verte », qui ont fortement augmenté la production de nourriture relativement bon marché et amélioré considérablement la vie de millions de personnes. Cependant, moins de la moitié des engrais appliqués sont retrouvés dans la récolte. Le reste est stocké dans les sols et lessivé vers les eaux ou retourne vers l'atmosphère, sous forme de N_2 sans effet, mais aussi de N_2O, un puissant gaz à effet de serre et à longue durée de vie, impliqué dans la diminution de l'ozone stratosphérique. La concentration

atmosphérique de N_2O a augmenté de 0,8 ppt (0,25 %) par an, en grande partie à cause de ce mécanisme. En 1998, cette concentration atteignait en moyenne 314 ppt, à comparer avec les 270 ppt de l'ère préindustrielle.

Troisièmement, le processus naturel de fixation biologique de l'azote a été fortement stimulé dans le cadre de l'agriculture. La plantation à l'échelle mondiale de plantes fixatrices d'azote, tel le soja ou les haricots, capture actuellement 50 TgN par an, un service écosystémique qui vaut plusieurs milliards d'euros annuellement en économies d'engrais et contribue substantiellement à la nourriture des humains. Les conséquences négatives sont, cependant, les mêmes que celles de la fixation industrielle de l'azote : des émissions accrues de N_2O et le lessivage d'azote depuis les terres vers les eaux, avec toutefois la possibilité de stocker une plus grande proportion de cet azote sous des formes stables dans le sol. Il s'ajoute à ce risque des cas d'acidification sévère du sol suivant des récoltes répétées de plantes fixatrices d'azote, sauf si des apports de cations équilibrent le pH.

Encadré 2.1

Les dépôts de poussières

Les modèles de simulation des émissions globales de poussières évaluent les dépôts entre 1 000 Tg/an (Tegen et Miller 1998) et 3 000 Tg/an (Mahowald *et al.*, 1999), pour des particules de rayon inférieur à 10 μm. L'évaluation souvent citée de 60 à 3 000 Tg/an (Duce, 1995) est en partie basée sur des estimations par modélisation et sur l'extrapolation de mesures régionales très limitées. Une estimation intermédiaire de 2 000 Tg/an semble la plus raisonnable. Elle ne prend pas en compte le transport à faible distance de particules plus grosses. La composition moyenne de ces poussières est analogue à celle de la croûte terrestre (46,6 O % ; 27,7 % Si ; 8,1 % Al ; 5,0 % Fe ; 3,6 % Ca ; 2,8 % Na ; 2,6 % K et 2,1 % Mg. La biodisponibilité de ces éléments est variable ; elle est par exemple de 1 à 10 % pour le fer, ce qui donne une estimation entre 0,5 et 10 Tg par an du fer assimilable transporté des terres vers les océans (Fung *et al.*, 2000).

2.2 Cycle global du phosphore

La lithosphère est la source ultime de tout le phosphore de la biosphère. Bien que l'apatite soit l'un des minéraux primaires les plus facilement altérés, le phosphore est parmi les minéraux les moins biodisponibles. Ceci est dû au fait que les formes du phosphore dans la biosphère (formes ioniques différentes suivant

le pH : H_2PO_4, HPO_4^-, PO_4^{2-} ; complexes minéraux, dits occlus : Al-P, Fe-P, Ca-P, Si-P ; et P organique) sont faiblement solubles, immobiles ou rendues inaccessibles pour d'autres raisons. En conséquence, le phosphore est en quantité suffisante dans les sols jeunes, arides et neutres, mais est souvent colimitant (avec l'azote) pour la production des plantes et des animaux sur les surfaces anciennes et fortement altérées, comme celles qui dominent en Afrique et en Amérique tropicales et en Australie. Comme le NH_4^+ et le NO_3^- sont plus facilement lessivés que le phosphate, les écosystèmes d'eaux douces et côtiers sont typiquement plus sensibles aux augmentations de phosphore que d'azote, faisant du phosphore le principal responsable de l'eutrophisation dans les lacs et les estuaires. Il est transporté principalement sous forme de particules de sol, plutôt qu'en solution.

La disponibilité du phosphore dans les paysages où il est rare est largement stimulée par les processus biologiques. Des champignons symbiotiques spécialisés tels les mycorrhizes, transfèrent le P de formes inaccessibles vers la plante et aident à maintenir son cycle fermé (avec des pertes minimales). Il y a une évidence empirique qu'une faible disponibilité du phosphore limite la fixation d'azote contribuant à la colimitation notée ci-dessus. Le mécanisme de cette contrainte reste encore mal élucidé.

Le cycle contemporain du phosphore n'est pas en équilibre, à l'inverse du cycle historique (figure 2.2).

Ce diagramme schématise les principaux éléments du cycle du phosphore. Les compartiments sont en TgP, les flux en TgP par an et les temps de renouvellement (entre crochets) en années. Les flèches pointillées sont des flux entièrement ou partiellement d'origine humaine. En milieu terrestre, le phosphore qui s'accumule dans les sols, en raison de l'utilisation des engrais, est en partie lessivé vers les rivières, les lacs et les eaux côtières, où il constitue le principal facteur de l'eutrophisation. Données de Reeburgh (1997) et Carpenter *et al.* (1999).

En raison des forts apports de phosphore depuis la lithosphère, principalement par l'extraction minière mais aussi par l'accélération de l'altération, le phosphore s'accumule dans les écosystèmes terrestres dans les mondes développés et sous-développés (avec quelques exceptions notables dans l'Afrique subsaharienne). Le principal mécanisme par lequel il passe des milieux terrestres aux milieux d'eaux douces est l'érosion du sol. Le phosphore des milieux agricoles est le principal facteur de l'eutrophisation. Celui provenant de sources ponctuelles comme les effluents des stations d'épuration et les déchets industriels, comprenant les détergents phosphatés, apporte une contribution limitée globalement, même si elle peut être importante localement (Bennett *et al.*, 2001). En raison d'une forte accumulation de phosphore dans les terres, et de la lenteur de

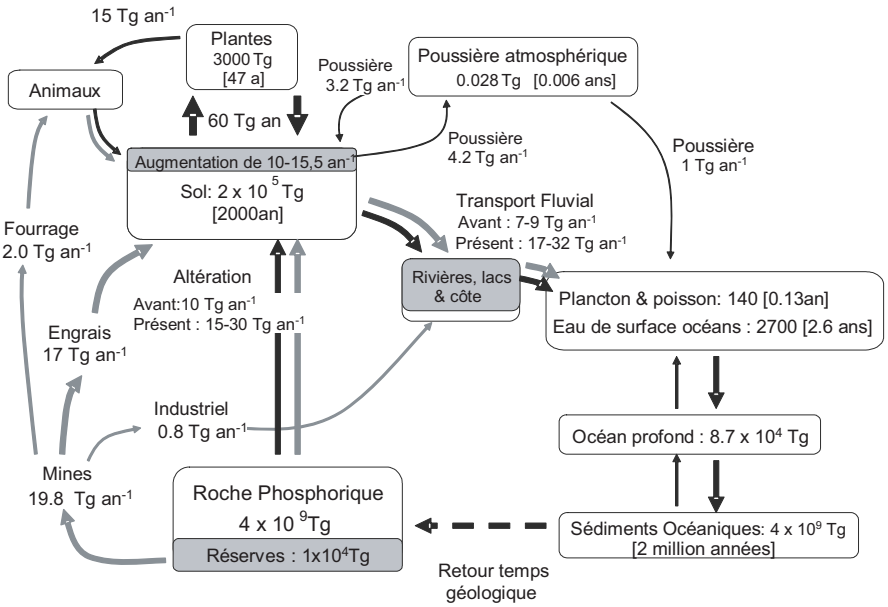


Figure 2.2
Cycle du phosphore.

processus de libération impossibles à arrêter, ce problème est promis à croître et s'étendre de façon substantielle dans les prochaines décennies.

2.3 Cycle global du soufre (figure 2.3)

Le cycle du soufre est pour de nombreux aspects comparable à celui de l'azote, exceptées les entrées venant de la lithosphère par l'activité volcanique, et l'absence d'un processus biologique de fixation du soufre de l'atmosphère dans les terres et les eaux. La principale perturbation humaine du cycle global du soufre est la libération de SO_x (SO_2 plus une petite quantité de SO_3) résultant de la combustion d'huiles et de charbon et la fonte de minerais de sulphite. Les gaz SOx endommagent la respiration humaine à fortes concentrations, mais ils sont faiblement toxiques pour les plantes. D'autres gaz soufrés comme H_2S et les mercaptans sont faiblement toxiques, mais ils sont fortement désagréables pour l'olfaction humaine, même à faibles concentrations. En conséquence, les gaz contenant du soufre sont émis par de très hautes cheminées, pour être largement dilués une fois arrivés au niveau du sol. Ceci a largement contribué à créer le problème des dépôts acides au cours du XXe siècle (Smil, 1997). Cet aspect est développé plus en détail dans le chapitre 5.1 « Écosystèmes forestiers ».

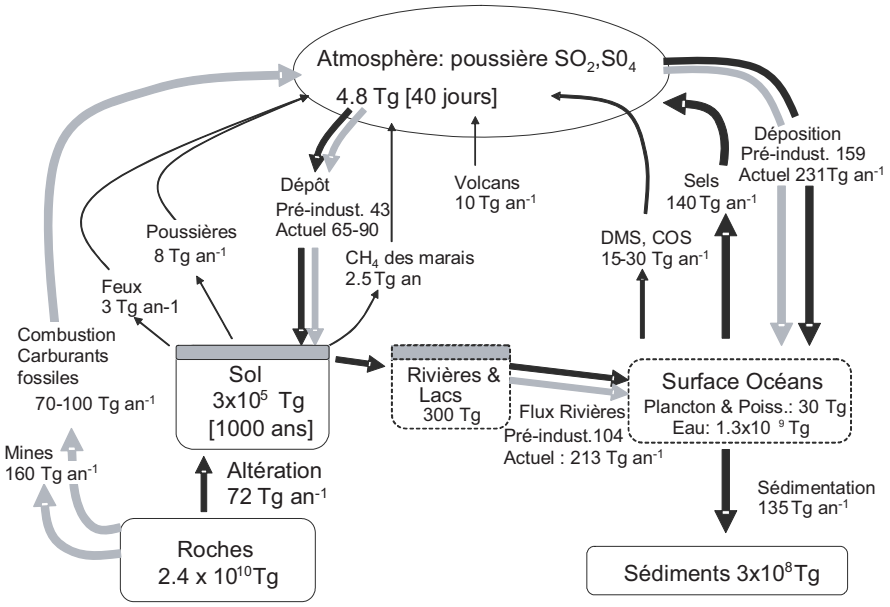


Figure 2.3
Cycle du soufre.
Principaux compartiments et flux du cycle global du soufre. Les compartiments sont en TgS, les flux en TgS par an et les temps de renouvellement (entre crochets) en années. Les flèches solides représentent le cycle préindustriel, les pointillées, les additions humaines vers l'an 2000. L'émission accidentelle de S à partir des carburants fossiles et des fonderies de minerais sont les principales causes de dépôts de soufre. Il s'accumule dans les sols qu'il acidifie, ainsi que les eaux faiblement tamponnées qui s'en écoulent. Données de Reeburgh (1997) et Brasseur et al. (2003).

L'acide sulfurique est l'un des composants majeurs des dépôts acides, avec l'acide nitrique, l'acide carbonique et divers acides organiques. Ces acides étaient auparavant largement neutralisés par le dépôt simultané de cendres alcalines qui sont maintenant éliminées des fumées.

Dans l'atmosphère, SO_x forme du SO_4^{--}, un aérosol cristallin qui agit comme un noyau condensateur puissant qui aide à retarder le réchauffement atmosphérique. Le sulfate se dissout dans la pluie, formant de l'acide sulfurique dilué qui se dépose à la surface de la terre sous des formes sèches et humides, en proportions variant suivant le climat.

Les dommages aux écosystèmes ne proviennent pas tant des effets de l'acide, SO_x ou SO_4^{2-}, sur les plantes (le sulfure à faible dose est même un fertilisant), mais par l'effet indirect résultant de l'extraction de Ca^{++}, Mg^{++} et K^+ du sol qui mettent Al^{3+} et H^+ en solution (Galloway, 2003). Al^{3+} limite l'extraction des nutriments par les racines de toutes les plantes sauf un petit nombre d'espèces spécialisées. Il est aussi très nocif pour les organismes et les écosystèmes

aquatiques. La remédiation de l'acidification des sols, des rivières et des lacs est très difficile.

La capacité tampon de l'écosystème, qui est liée à la profondeur du sol, sa chimie et le taux d'altération, est un service évalué en milliards d'euros, pour la prévention des dommages ou leur réparation. L'étendue de ce service est cependant finie.

En raison des problèmes de santé humaine associés au SO_2 présent dans les brouillards urbains, et l'inquiétude pour la santé des écosystèmes dans les zones exposées à de forts dépôts acides, le sulfure a été progressivement réduit et éliminé des secteurs d'émissions industrielles, domestiques et de transport, en Europe et en Amérique du Nord. Ce résultat a été obtenu en remplaçant le charbon à fort contenu en sulfure par des pétroles à faible contenu en S, et en installant des équipements de désulfurisation du gaz. Le résultat est que les dépôts d'azote provenant des émissions agricoles et de l'industrie est maintenant la menace majeure pour les écosystèmes de ces régions. Une conséquence perverse est que le réchauffement global augmentera d'environ 0,3 W/m^2 (environ 10 %) à mesure que la limitation de l'effet de serre des aérosols sulfatés diminue.

La réduction des émissions de sulfure n'est pas encore largement pratiquée dans les aires industrielles émergentes de Chine, de l'Inde, de l'Afrique du Sud et du sud de l'Amérique du Sud. Une évaluation globale des menaces de dépôts acides, basée sur une combinaison de localisation des émissions, les patrons de transport et la capacité tampon des sols dans les régions réceptrices, suggère que les écosystèmes tropicaux dans le monde en développement sont soumis à un fort risque.

Conclusions : suivi et évaluation

En raison de la grande diversité des mécanismes, des pools et des flux impliqués dans les cycles biogéochimiques, les gestionnaires ont à répondre à un nombre élevé de questions, différentes quoique fortement reliées (tableau 2.3). L'eutrophisation, par exemple, conséquence d'une fertilisation excessive à l'échelle du paysage, réduit la diversité du couvert végétal à l'échelle des parcelles et des paysages. Une fois identifiés les compartiments, les flux et les mécanismes concernés par la question posée, des indicateurs adéquats de leurs tailles et intensités respectives doivent être identifiés et mesurés.

Deux approches devraient être utilisées pour évaluer les services ou les problèmes liés aux cycles biogéochimiques. À l'échelle globale, l'estimation des pools et des flux de nutriments, indiqués dans les figures 2.1 à 2.3, doit être

Domaines / Échelles	Terrestre	Eaux douces	Côtier et marin
1 - Agrégats et films microbiens	La diversité microbienne est-elle modifiée ? Avec quels effets sur le cycle des nutriments ? Les micro-organismes utiles (fixateurs de N et mycorhizes) sont ils présents ? Est-il nécessaire de gérer leurs peuplements ?	Comment ont évolué les peuplements d'algues (cyanophyceae dans les systèmes avec pollution organique) Est-ce qu'ils détériorent l'environment (anoxie ou distrophie) ?	Les pratiques d'épuration modifient elles les équilibres dans les peuplements microbiens du cycle de l'azote ? La voie de l'amomnox est-elle stimulée dans le milieu naturel ? L'azote d'origine anthropogénique augmente-t-il la dénitrification et diminue-t-il la teneur en oxygène en profondeur ?
2 - Meso-agrégats /Boucles microbiennes	L'état structural du sol permet-il un fonctionnement optimal de ce mécanisme de régulation ?		La boucle microbienne est-elle stimulée quand des nutriments comme le $Si(OH)_4$ sont réduits lors du barrage de rivières ?
3 - Domaine fonctionnel des ingénieurs de l'écosystème + 4 - Écosystème	La diversité fonctionnelle des racines et des invertébrés ingénieurs (plantes, vers de terre, termites, fourmis…) est-elle suffisante pour permettre une régulation adéquate des peuplements microbiens et de la structure du sol ?	Dans les rivières, la structure de l'habitat a-t-elle été préservée et des peuplements de poissons « normaux » sont-ils présents sans perte d espèces ? Le fonctionnement hydrique et les fonctions écologiques des milieux humides opèrent-ils normalement ?	Les modifications des structures de peuplements de poissons affectent-elles le recyclage des nutriments ?

Tableau 2.3
Questions pour les gestionnaires et les politiques concernant la gestion des cycles biogéochimiques et le règlement de leurs dysfonctionnements (Lavelle et al., Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Domaines / Échelles	Terrestre	Eaux douces	Côtier et marin
5 - Paysage terrestre et marin	La composition du paysage permet-elle 1. d'empêcher la fuite des nutriments vers d'autres domaines en créant des zones tampons d'absorption et des refuges pour la diversité des organismes ingénieurs ? 2. un stockage satisfaisant du C sous des formes organiques ?	Les écotones entre milieux terrestres et aquatiques sont-ils présents et capables de réguler les transferts de nutriments ?	Quel est l'effet de la charge en nutriments accrue de la zone côtière et de l'atmosphère sur d'autres systèmes océaniques ?
6 - Biome/Océan	Quel est le bilan en nutriments de chacun des biomes terrestres ? Quel type de gestion est le plus adéquat pour empêcher des déséquilibres ?	Comment a évolué la charge en nutriments des grandes rivières du monde durant les 50 dernières années ? L'enrichissement en nutriments a-t-il eu un effet limité aux systèmes côtiers ou affecte-t-il aussi les océans ?	Quelles procédures de gestion des zones côtières sont disponibles pour traiter l'eutrophisation et la diminution de la productivité ?

Tableau 2.3
Suite.

faite en utilisant les statistiques et modèles couramment utilisés. À des échelles locales, de la parcelle (échelle 2-4) au paysage (5-6), l'état des structures tampons sera utilisé comme indicateur de la santé et de l'efficacité du recyclage des nutriments. Un certain nombre d'indicateurs de ce type existent déjà (tableau 2.2).

Références bibliographiques

Bennet EM., Carpenter SR. et Caracao NF. (2001). Human impact on erodable phosphorus and eutrophication : a global perspective. *Bioscience,* **51** : 227-234.

Bohn HL., Mc Neal BL. et O'Connor GA. (1979). *Soil Chemistry*. John Wiley & Sons.

Bongers T. (1990). The maturity index : an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species compostion. *Oecologia*, **83** : 14-19.

Brasseur GP., Artaxo P., Barrie LA., Delmas RJ., Galbally I., Hao WM., Harriss RC., Isaksen IA., Jacob DJ., Kolb CE., Prather M., Rodhe H., Schwela D., Steffen W. et Weubbles DJ. (2003). An integrated view of the causes and impacts of atmospheric changes. *In* Brasseur GP., Prinn RG., Pszenny AAP. (eds). *Atmospheric Chemistry in a changing world*. IGBP Series, p. 207-230. Springer : Berlin.

Carpenter EJ., Montoya J., Burns J., Mulholland M., Subramaniam A. et Capone DG. (1999). Extensive bloom of N_2 fixing symbiotic association in the tropical Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, **185** : 272-283.

Chauvel A., Grimaldi M., Barros E., Blanchart E., Desjardins T., Sarrazin M. et Lavelle P. (1999). Pasture degradation by an Amazonian earthworm. *Nature*, **389** : 32-33.

Duce RA. (1995). Sources, distributions and fluxes of mineral aerosols and their relationship to climate. *In* Charlson R., Heintzenberg J. (eds). *Aerosol Foring of Climate*. Wiley, New York, p. 43-72.

Dugdale RC. (1976). Nutrient Cycles, p. 467. *In* Walsh JJ. (ed). *The ecology of the seas*. WB Saunders, Philadelphia.

Fortescue JAC. (1980). *Environmental geochemistry : a Holistic Approach*. Springer-Verlag, New York, NY.

Fung IY., Meyn S. et Tegen I. (2000). Iron supply and demand in the upper ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, **14** : 281-295.

Galloway JN. (2003). Acid deposition : S and N cascades and elemental interactions. *In* Melillo JM., Field CB. And Moldan B. (eds). *Interactions in the major Biogeochemical Cycles*. Island Perss, Washington, p. 259-272.

Lavelle P. *et al.* (1993). Blanchart E., Martin A., Martin S., Spain AV., Toutain F., Barois I. et Schefer R. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems : application to soil of the humid tropics. *Biotropica*, **25** : 130-150.

Lavelle P. et Spain AV. (2001). *Soil Ecology*. Kluwer Scientific Publications, Amsterdam, p 691.

Lavelle P., Bignell D., Austen M., Giller P., Brown G., Behan-Pelletier V., Garey V., Hawkins P., Brown G., St John M., Hunt W. et Paul E. (2004). Vulnerability of ecosystem services at different scales : role of biodiversity and implications for management. *In* DH. Wall (ed). *Sustaining Biodiversity and Functioning in Soils and Sediments.* Island Press, New York.

Mackenzie FT., Ver LM. et Lerman A. (2002). Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the C cycle. *Chemical Geology,* **190** : 13-32.

Mahowald N., Kohfeld KE., Hansson M., Balkanski Y., Harrison SP., Prentice IC., Schulz M. et Rohde H. (1999). Dust sources and deposition during the Last Glacial Maximum and current climate : a comparison of mode results with paleodata from ice cores and marine sediments. *Journal of Geophysical Research*, **104** : 15895-16436.

Perry DA. (1995). Self-organizing systems across scales. *TREE*, **10** : 241-245.

Prather M., Ehhalt D., Dentener F., Derwent R., Dlugokencky E., Holland E., Isaksen I., Katima J., Kirchoff V., Matson P., Midgley P., Wang M. (2001). Atmospheric chemistry and greehouses gases. *In* : *Climate change 2001 : The scientific bases. Volume 1 of the Third Assessment Report of the Intergobernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, p. 239-288.

Prentice IC., Farquhar GD., Fasham MJR., Goulden GL., Heimann M., Jaramillo VJ., Kheshgi HS., Le Quere C., Scholes RJ. et Wallace DWR. (2001). The C cycle and atmospheric CO_2. *In* : *Climate change 2001 : the scientific basis. Volume 1 of the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Intergovernmental panel on Climate Change. Cambridge University Press, p. 183-237.

Redfield AC. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, **46** : 205-221.

Reeburgh WS. (1997). Figures summarizing the global cycles of biogechemically important elements. *Bull. Ecol. Society of america*, **78** (4) : 260-267.

Reynolds CS. (1990). *The ecology of freshwater phytoplankton.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, 384 p.

Ruiz-Camacho N. (2004). *Mise au point d'un système de bio-indication de la qualité du sol base sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés*. 270 p. Université Paris VI. Doctorate. Université Paris VI, Paris.

Smil V. (1997). Cycles of life : civilisation and the biosphere. *Scientific American Library*, New York, 221 p.

Smil V. (2000). Phosphorous in the Environment : natural Flows and Human Interferences. *Annual Reviews of Energy and Environment*, **25** : 53-88.

Smith VH. (1992). Effects of nitrogen : phosphorus supply ratios on nitrogen fixation in agricultural and pastoral systems. *Biogeochemistry*, **18** : 19-35.

Tegen I. et Miller (1998). A GCM study on the interannual variability of soil dust aerosol. *Journal of Geophysical Research,* **103** : 25975-25995.

Vitousek PM., Aber JD., Howarth RW., Likens GE., Matson PA., Schindler DW., Schlesinger WH. et Tilman DG. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle – sources and consequences. *Ecological Applications*, **7** : 737-750.

Vitousek PM., Cassman K., Cleveland C., Crews T., Field CB., Grimm NB., Howarth RW., Marino R., Martinelli L., Rastetter EB. et Sprent JI. (2002). Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. *Biogeochemistry*, **57/58** : 1-45.

CHAPITRE 3

Cycles du silicium, de l'aluminium et du fer

YVES LUCAS*

*Ce chapitre a bénéficié des informations et corrections fournies par Jacques Berthelin, Jean-Pierre Boudot, Guilhem Bourrié, Frédéric Gérard, Jean Dominique Meunier et Fabienne Trolard.

Silicium, aluminium et fer sont les plus abondants des éléments dans l'écorce terrestre après l'oxygène, plus de 75 % des roches affleurant à la surface du globe sont constituées de silicates et d'aluminosilicates (tableau 3.1). Ces éléments sont ainsi toujours présents parmi les produits libérés par l'altération des roches et, étant peu ou très peu solubles dans des conditions oxydantes, ils participent à la précipitation des minéraux secondaires des sols. La plupart des minéraux des roches et des sols sont des silicates et des oxydes de fer et d'aluminium, les carbonates n'étant abondants que dans des milieux géologiques ou pédologiques spécifiques.

La partie « géochimique » du cycle de ces éléments est prise en compte depuis longtemps par la communauté des sciences de l'Univers. La partie « biologique ou biogéochimique » de leur cycle est, elle, beaucoup moins bien connue en milieu terrestre, en particulier parce que ces éléments ne font pas partie des nutriments majeurs traditionnels et se présentent le plus souvent sous forme de minéraux ou d'édifices complexes rarement purs et souvent mal ordonnés. Or, leurs propriétés et comportements à la surface du globe sont déterminés par des interactions contrôlées en grande partie par l'activité biologique, déterminante quant à leur mobilité et quant au résultat final de la formation des sols.

	Croûte continentale supérieure[1]	Réservoir océanique[2]
	(% pondéraux)	(Tonnes)
O	48,0	
Si	30,5	$2,64\,10^{12}$
Al	8,3	$5,29\,10^{8}$
Fe	3,9	$7,27\,10^{7}$
Ca	2,6	$5,45\,10^{14}$
K	2,3	$5,02\,10^{14}$
Na	2,4	$1,42\,10^{16}$
Mg	1,5	$1,71\,10^{15}$
Ti	0,4	$1,32\,10^{9}$
C	0,3	$3,7\,10^{13}$
Mn	0,08	$1,32\,10^{8}$

Tableau 3.1
Ordre de grandeur de l'abondance des éléments majeurs dans différents compartiments de la surface terrestre ([1] adapté de Rudnick et Gao, 2003 ; [2] Open University, 1989).

1 | Le silicium

Il s'agit de l'élément le plus abondant dans l'écorce terrestre après l'oxygène. Le cycle global du silicium comporte trois compartiments, continental, océanique et atmosphérique, aux stocks très inégaux : considérant les trois premiers mètres de roche, le stock continental est de l'ordre de $3{,}8\,10^{17}$ kg, le stock océanique est de l'ordre de $2{,}5\,10^{15}$ kg et le stock atmosphérique est limité aux particules présentes dans les aérosols.

Le silicium est presque toujours présent parmi les produits libérés par l'altération des roches. Il est relativement soluble dans l'eau ($\approx 10^{-2,7}$ mol.kg^{-1} à 20 °C), sa concentration dans les eaux des sols et des nappes est contrôlée par les cinétiques de dissolution des minéraux des roches et par les dissolutions/précipitations des minéraux secondaires des sols, majoritairement des argiles. Il est transféré des continents vers les océans sous forme dissoute ($\approx 157\,10^9$ kg.an^{-1}) et dans les particules détritiques ($\approx 4\,400\,10^9$ kg.an^{-1}) (Meybeck 1979). Sous forme dissoute, dans des conditions usuelles des eaux naturelles (pH 3-8), le silicium est essentiellement sous forme d'acide silicique H_4SiO_4. Il se complexe peu avec les matières organiques naturelles, mais peut se combiner avec l'aluminium dans toutes les gammes de pH pour former des monomères et polymères aluminium-silicium (Doucet *et al.*, 2001) susceptibles d'évoluer vers la néoformation de minéraux Al-Si.

Dans les solutions de sol, la concentration de silicium dissous varie selon le pH en suivant les variations de solubilité des aluminosilicates ; dans des conditions acides (pH < 5), elle diminue au fur et à mesure que le pH augmente. Gérard *et al.* (2003) observent dans un sol forestier acide des concentrations de l'ordre de 10^{-3} M à pH 3,9 et de l'ordre de 10^{-4} M à pH 4,6. Dans des conditions basiques (pH > 7), sa concentration augmente avec le pH. La concentration moyenne mondiale dans les eaux de rivières est de l'ordre de $10^{-3,8}$ mol.kg^{-1}, mais la variabilité est grande dans le temps et l'espace, par exemple supérieure à $10^{-3,5}$ mol.kg^{-1} pour le Paraná mais inférieure à $10^{-4,5}$ mol.kg^{-1} pour le Saint-Laurent (Meybeck et Helmer, 1989). Le silicium est l'un des rares éléments dont la concentration dans les eaux de rivières est généralement supérieure à la concentration dans l'eau de mer (de $10^{-4,2}$ à $10^{-5,3}$). Dans les rivières et les océans, il constitue un nutriment souvent limitant et sa concentration est contrôlée par l'activité biologique selon des mécanismes assez bien connus. Il est précipité sous forme d'opale par des organismes tels que diatomées, radiolaires ou éponges ; la sédimentation océanique de silice biogénique se situe autour de $188\,10^9$ kg.an^{-1}.

Le rôle du cycle du silicium à l'échelle du globe et des temps géologiques est aujourd'hui bien établi : acquisition de la composition moyenne de la croûte continentale, cycles sédimentaires, relation entre cycle du silicium et du carbone. La partie biologique océanique de son cycle est également très documentée (Tréguer *et al.*, 1995).

La composante biologique continentale de ce cycle est beaucoup moins bien connue. Le peu d'intérêt porté aux aspects biologiques du cycle du silicium en milieu continental vient de ce que le silicium n'était pas jusqu'ici, en raison de son abondance, considéré comme un nutriment limitant, et que son rôle dans la physiologie végétale n'était pas encore clairement identifié. Malgré tout, on sait depuis longtemps qu'il est un composant essentiel des phytolithes et plusieurs études récentes ont montré la nécessité de mieux connaître sa biogéochimie continentale (Lucas *et al.*, 1993 ; Conley, 2002 ; Basile-Doelsch *et al.*, 2005). Cet intérêt récent a plusieurs origines : le recyclage biologique est susceptible de jouer un rôle essentiel quant à la nature des minéraux secondaires formés dans les sols ; il joue un rôle physiologique encore mal connu mais certain pour un grand nombre de plantes ; il participe aux bilans globaux ; la silice biogène est enfin susceptible de servir de traceur des processus d'altération ainsi que de marqueur des paléo-environnements.

1.1 Recyclage biologique du silicium en milieu continental et son impact sur la pédogenèse

1.1.1 Recyclage biologique et équilibres minéraux-solutions

L'effet du recyclage biologique de silicium sur la pédogenèse a été mis en évidence à partir de l'étude des couvertures de sol très évoluées des pays équatoriaux. Celles-ci constituent des modèles géochimiques particulièrement intéressants du fait de la disparition quasi-totale des minéraux primaires les plus solubles. Les considérations géochimiques y sont ainsi simplifiées, les minéraux secondaires pouvant être considérés comme potentiellement à l'équilibre avec les conditions physicochimiques locales. Il apparaît alors une contradiction apparente entre la composition minéralogique observée des sols et la séquence de stabilité des minéraux secondaires dans le système silicium-aluminium. Si l'on considère que les concentrations dans la solution du sol du silicium et de l'aluminium dissous sont minimales quand l'eau de pluie commence à s'infiltrer puis qu'elles augmentent progressivement en profondeur avec le temps de résidence de l'eau, on s'attend à observer des horizons superficiels gibbsitiques alumineux, hautement lixiviés, au-dessus d'horizons kaolinitiques, plus riches en silicium. Or c'est généralement l'inverse qui est observé : la kaolinite est le minéral

dominant dans les horizons de surface et quand des horizons gibbsitiques sont observés, ils se situent en profondeur sous forme d'altérites gibbsitiques, d'horizons bauxitiques ou d'accumulations diffuses de gibbsite.

La recherche des processus à l'origine de cette anomalie apparente a conduit à examiner le rôle des plantes. La quantification des éléments recyclés par la forêt et réinjectés en surface du sol par la dégradation de la litière a alors montré que les solutions ayant percolé la litière sont susceptibles d'être sursaturées par rapport à la kaolinite (Lucas *et al.*, 1993 ; Furian *et al.*, 2002) ; les horizons kaolinitiques superficiels des sols des régions équatoriales apparaissent ainsi comme une conséquence directe de l'activité biologique. Il est apparu également que ce mécanisme n'est pas spécifique des forêts équatoriales. L'examen de nombreux, cas tant tropicaux que tempérés, a montré que les forêts recyclent des quantités de silicium de l'ordre de 20 à 50 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (Lucas, 2001), le maximum de l'ordre de 1 000 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ ayant été observé pour des forêts de bambou de la Réunion (Meunier *et al.*, 1999). *En climat tempéré, la plus grande abondance des minéraux silicatés altérables est cependant susceptible de diluer suffisamment la composante biologique dans la composante géochimique pour que la concentration en silicium puisse être utilisée pour tracer l'altération des silicates primaires dans un sol (Gérard et Ranger, 2004). En revanche, dans les milieux dans lesquels la disponibilité de Si est faible (minéraux primaires peu solubles, milieux fortement lixiviés), la silice biogénique joue un rôle* ***essentiel*** *sur les équilibres minéraux-solutions.* On est cependant encore loin de savoir décrire ces effets de manière satisfaisante.

1.1.2 Rôle des phytolithes

L'importance démontrée du recyclage biologique a amené certains auteurs à s'intéresser plus particulièrement aux phytolithes, particules micrométriques d'opale qui constituent la forme la plus commune de la précipitation de silicium dans les tissus végétaux. Libérés par la dégradation des tissus organiques, les phytolithes constituent un stock de silice dont la cinétique de dissolution est susceptible de contrôler la stabilité des minéraux secondaires silicatés. Des études menées en forêt équatoriale par Alexandre *et al.* (1997) montrent un apport en silicium à la surface du sol sous forme de phytolithes de l'ordre de 67 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. 92 % de cet apport est annuellement solubilisé, mais 8 % se conserve plus longtemps. *Ces particules plus stables sont susceptibles de translocation en profondeur, participant à la formation d'un stock de silice biogène susceptible de contrôler localement les concentrations en silicium de la solution du sol. Ces données rendent les études de la solubilité différentielle des différents types de minéraux et de phytolithes encore plus nécessaires.*

1.2 Biogéochimie du silicium, bilans globaux et grands cycles

1.2.1 Effets à moyen et long terme des pratiques culturales sur les propriétés des sols

L'évaluation des effets à moyen et long terme, pour les différents types de sols, d'une modification anthropique du couvert végétal passe par la compréhension des mécanismes aussi bien que par la mise en œuvre d'études sur site permettant d'établir des bilans de masse au moins à l'échelle d'un profil. On estime que 210 à 224 10^6 tonnes de silicium sont exportées des sols par les récoltes chaque année (Matichenkov et Calvert, 2002). *Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que les valeurs globales de silicium exporté des continents vers les océans*. Cette exportation de silicium n'est-elle pas susceptible de favoriser un appauvrissement progressif des sols et une diminution de leur fertilité ? Les cultures de graminée à forte exportation de silicium (canne à sucre, riz) sont à cet égard à prendre en considération, en particulier pour les milieux dans lesquels les apports allochtones de silicium (irrigation, aérosols) sont à un niveau très bas.

1.2.2 Biogéochimie de Si et transferts continents-océans

La prise en compte de la biogéochimie continentale du silicium amène immédiatement de nouvelles questions. Si l'on considère que les plantes ont permis le maintien sur les surfaces continentales d'un stock de silicium important, quels en ont été les effets cumulés à très long terme ? Le milieu forestier a permis au cours des temps pédologiques le maintien sur les continents d'un stock de silicium dont l'ordre de grandeur (200 $Tmol.an^{-1}$) serait celui de la totalité du stock océanique (240 $Tmol.an^{-1}$) (Conley, 2002). *Il convient d'évaluer l'impact de cette dynamique sur la composition moyenne des sédiments océaniques susceptible de jouer, à très long terme, sur la composition de la croûte continentale elle-même.*

Par ailleurs, dans quelle mesure les actions anthropiques (cultures, barrages) modifient-elles le cycle du silicium et quelles en sont les conséquences ? D'après Ittekkot *et al.* (2000), les flux de silicium des rivières sont en diminution, principalement en conséquence de l'eutrophisation et de la construction de barrages qui permettent le développement de diatomées d'eau douce consommatrices de silicium. L'exportation par les cultures est elle-même susceptible de participer à la diminution des flux de silicium. Ce dernier étant un nutriment limitant en milieu marin, il peut en résulter une perturbation notable de la production phytoplanctonique marine.

1.3 Le silicium et la production végétale

1.3.1 Importance agronomique du silicium

Bien que le silicium soit fortement recyclé par de nombreuses espèces de plantes, ce n'est que depuis peu de temps que les agronomes s'y intéressent (Epstein, 1999). Il n'est avéré comme nutriment essentiel que pour certaines espèces, mais son utilisation comme fertilisant est bénéfique pour de nombreuses espèces, monocotylédones aussi bien que dicotylédones (Datnoff *et al.*, 2001). Il augmente la qualité et la productivité des cultures aussi variées que le riz et la canne à sucre ou la laitue. Il agit soit directement, par son rôle dans les propriétés mécaniques des tissus ou dans le métabolisme, ou indirectement, par son rôle sur les propriétés du sol et de sa phase aqueuse. La plupart des mécanismes à l'origine de ces effets sont encore, cependant, mal connus (*cf.* §1.3.4).

1.3.2 Absorption racinaire du silicium

L'absorption racinaire spécifique du silicium à partir de la solution du sol n'a fait l'objet que de très peu d'études, contrairement à l'aluminium, plus largement étudié en raison de son caractère phytotoxique. Il s'agit cependant d'un mécanisme fondamental, car il va régler non seulement la quantité de silicium absorbé par la plante, mais également les concentrations relatives dans la solution du sol des éléments majeurs qui participent aux précipitations de minéraux secondaires (silicium, aluminium, fer. . .). La simple observation des teneurs en silicium des tissus des différentes espèces de plantes montre qu'il ne s'agit probablement pas d'une simple absorption passive : les arbres d'une même forêt amazonienne montrent des teneur en silicium dans les feuilles et les bois allant, selon les espèces, de moins de 5 % à plus de 80 % de la matière minérale. De telles différences impliquent des processus d'absorption active ou de limitation de l'absorption, selon les espèces, dont il convient de rechercher l'utilité pour la plante.

1.3.3 Précipitation du silicium dans les tissus

La polymérisation de l'acide silicique dans les cellules végétales des diatomées fait l'objet d'un nombre croissant d'études, qui ont montré des mécanismes spécifiques et une cinétique de précipitation remarquablement rapide par rapport à ce qui peut être obtenu *in vitro*. Plusieurs équipes travaillent actuellement à déterminer la nature des biomolécules impliquées (Hildebrand, 2003). L'intérêt économique potentiel de ces travaux (obtention rapide de matériaux siliceux

à grandes surfaces spécifiques) amène à s'intéresser aux plantes supérieures et en particulier au riz.

Il importe également de s'intéresser à la nature et aux lieux d'accumulation de silicium dans les tissus. De tels travaux, outre les éléments de compréhension concernant son rôle physiologique, permettront d'aborder le problème de la solubilité différentielle des accumulations du silicium à l'altération. Une étude de Watteau et Villemin (2001) montre par exemple la diversité des accumulations de silicium dans les tissus du hêtre : phytolithes classiques, revêtements, accumulations diffuses. Ces différentes formes le libèrent avec des cinétiques différentes lors de la minéralisation des tissus. Des travaux comparables ont également été menés sur des pins.

1.3.4 Rôles physiologiques spécifiques du silicium

Il s'agit là d'un vaste champ de recherche qui concerne à la fois les mécanismes à l'interface sol-racine et le milieu intérieur à la plante. Le rôle des précipitations de silice sur le comportement mécanique des tissus est bien établi (Rafi *et al.*, 1997), tandis que le rôle des phytolithes comme constituant des fenêtres lumineuses sur les cellules mésophylliennes est une hypothèse moins argumentée. Le rôle du silicium sur la résistance à la sécheresse et à l'excès d'humidité (hydromorphie) reste à établir, tandis que son effet bénéfique sur la résistance aux métaux toxiques (manganèse, aluminium, zinc et autres métaux) est avéré, même si les mécanismes restent encore à établir. L'effet de la disponibilité du silicium sur la toxicité aluminique est le processus qui a été le plus étudié. Les mécanismes mis en jeu sont divers. La coprécipitation de silicium et d'aluminium sous forme d'aluminosilicate dans la solution du sol, donc en amont de la plante, joue un rôle effectif mais seulement à pH pas trop faible (>4-5). L'évidence de processus *in planta* est croissante, telle que des coprécipitations aluminium-silicium dans les tissus végétaux ou la stimulation de l'exsorption d'acides organiques complexants par le silicium. Enfin, les effets indirects du silicium sur l'absorption d'autres nutriments sont avérés dans certains cas : l'affinité du silicium pour l'aluminium améliore par exemple la biodisponibilité du phosphore.

1.4 Le développement de nouveaux outils

1.4.1 Traceurs géochimiques du silicium et datations absolues

Le développement de traceurs géochimiques du silicium sera très utile. Deux approches sont actuellement en cours de développement. La première est basée sur l'utilisation des rapports germanium/silicium. Les eaux de rivières tendent à

s'aligner le long d'une courbe de mélange entre un pôle 1 caractérisé par des teneurs élevées en silicium et un rapport germanium/silicium faible et un pôle 2 caractérisé par des teneurs en silicium faible et un rapport germanium/silicium élevé. D'après Kurtz *et al.* (2002), les eaux de composition égales au pôle 1 seraient contrôlées par les phytolithes. La deuxième approche est basée sur l'utilisation des isotopes du silicium. Les valeurs de δ^{30}Si des eaux de rivières sont plus positives que celles des roches parentales, suggérant qu'il existe un fractionnement isotopique lors de l'altération (De la Rocha *et al.*, 2000). Plusieurs puits des isotopes du silicium sont envisagés : phytolithes, argiles et ciments siliceux.

Par ailleurs, le développement de techniques permettant une datation des minéraux secondaires, telle que la RPE appliquée aux minéraux argileux, permettra d'évaluer la stabilité des minéraux secondaires et, indirectement, le rôle à long terme du recyclage biologique.

1.4.2 La silice biogénique comme marqueur paléo-environnemental

Les phytolithes présentent des formes caractéristiques des végétaux dans lesquels ils ont été précipités. À l'instar des pollens, ils sont des marqueurs potentiels de l'histoire paléo-environnementale. L'utilisation des phytolithes comme marqueurs suppose que leur âge moyen augmente avec la profondeur. Ce principe a été vérifié pour un ferralsol brésilien par comparaison avec les enregistrements polliniques d'une tourbière voisine, dans une région marquée par des alternances forêt-savane (Alexandre *et al.*, 1997).

2 L'aluminium

Troisième élément par ordre d'abondance dans la croûte supérieure après l'oxygène et le silicium, l'aluminium est beaucoup moins soluble que ce dernier en solution aqueuse entre pH 5 et 8 (10^{-6} à 10^{-8} mol.kg^{-1}), ce qui explique la faiblesse de son stock océanique global (tableau 3.1). Il devient cependant rapidement plus soluble en milieu plus acide (figure 3.1) et se complexe facilement avec la matière organique naturelle, ainsi qu'avec d'autres ligands organiques, par exemple d'origine végétale ou microbienne.

Malgré ses faibles teneurs, l'aluminium en solution joue un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes terrestres et aquatiques, en raison de ses effets toxiques sur les organismes vivants. Ces effets sont bien documentés et ne feront ici l'objet que de brefs rappels. L'aluminium est en principe peu

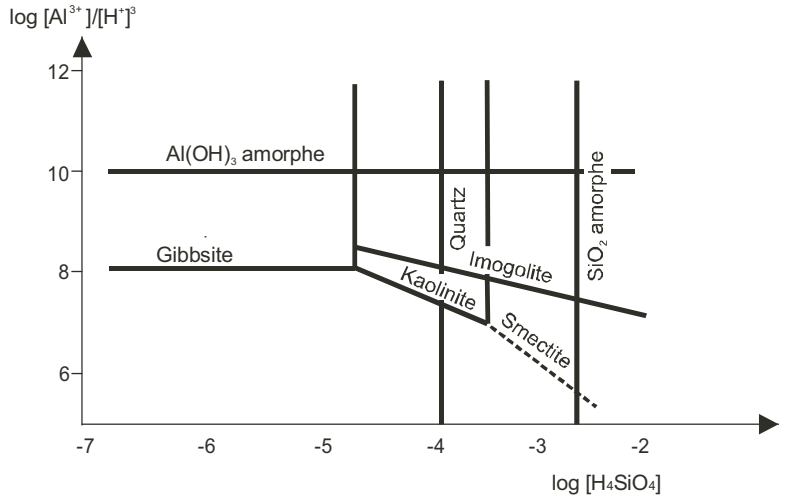


Figure 3.1
Domaines de stabilité des principaux minéraux secondaires dans le système Si-AL.

recyclé par les plantes et l'importance de la partie biologique de son cycle est surtout indirecte. Elle est alors déterminée par le comportement des complexes aluminium-matière organique naturelle, qui peuvent contrôler l'activité de Al^{3+} (Mulder et Stein, 1994). Les travaux concernant les conditions de mobilité et de biodisponibilité de l'aluminium ont fait l'objet d'avancées importantes ces dernières années, les oxydes d'aluminium *s.l.* (*sensu lato*) sont cependant relativement mal connus par rapport aux oxydes de fer *s.l.*

2.1 Spéciation et mobilité de l'aluminium

2.1.1 L'aluminium dans la phase solide

Le réservoir d'aluminium dans les roches est essentiellement constitué par des minéraux alumino-silicatés (feldspaths, micas. . .). L'aluminium libéré par l'altération de ces minéraux primaires, peu soluble, reprécipite pour former des minéraux secondaires, essentiellement des argiles, des groupes kaolinite et smectites, ainsi que des oxydes *s.l.*, principalement l'hydroxyde $Al(OH)_3$ (gibbsite), qui offre une grande variabilité de degrés de cristallinité suivant ses conditions de formation. Dans les sols riches en composés organiques, caractéristiques des milieux forestiers, une part importante de l'aluminium peut être immobilisée par des réactions d'échanges Al^{3+}-H^+ sur des sites organiques complexants (Simonsson, 2000).

À l'échelle du globe, le contenu total en aluminium des minéraux secondaires des sols croît avec la pluviosité et l'âge des sols, en raison de la séquence de stabilité des minéraux secondaires dans le système silicium-aluminium (figure 3.1). La séquence smectites (rapport $Si/Al \approx 2$), kaolinite (rapport $Si/Al \approx 1$), gibbsite (rapport $Si/Al = 0$) correspond à l'équilibre avec des solutions progressivement moins concentrées en silicium, en relation avec des climats progressivement plus humides : s'il pleut plus, les solutions sont rapidement renouvelées dans les sols et leur teneur en Si reste faible. Le caractère plus alumineux des sols des régions humides est ainsi lié à une accumulation relative de l'aluminium : celui-ci s'accumule parce que les autres éléments, en particulier le silicium, sont lixiviés et exportés vers les rivières. C'est le principe de la formation des bauxites, ressource non renouvelable dont la genèse nécessite des millions d'années de temps d'évolution.

2.1.2 L'aluminium dans les solutions aqueuses

L'aluminium dissous peut se présenter sous de nombreuses formes : monomères libres (Al^{3+} et ions hydroxylés), monomères associés à des ligands inorganiques (principalement F^-, PO_4^{2-}, SO_4^{2-}, H_4SiO_4) ou organiques (oxalate, citrate, oxalate...), polymères et colloïdes (hydroxyaluminosilicates, $Al_{13}(O_4)(OH)_{24}^{7+}$, noté Al_{13}, associations Al-PO_4, Al-Si, Al-fulvate et Al-humate...). Cette grande diversité fait que de nombreux facteurs affectent la distribution des espèces aqueuses de l'aluminium, c'est-à-dire sa spéciation. Pour l'essentiel cependant, la spéciation de l'aluminium est fonction de sa concentration totale, du pH et de l'abondance et de la nature des ligands organiques et inorganiques. En particulier, l'omniprésence dans les solutions naturelles des ligands inorganiques et organiques de l'aluminium inhibe la formation du polymère Al_{13}, qui n'est présent qu'à l'état de traces dans les solutions de sol et la plupart des eaux de surface (Gérard *et al.*, 2001).

Comme pour le silicium, les concentrations en aluminium dépendent généralement de la solubilité des minéraux alumineux. Les concentrations en aluminium sont généralement minimales entre pH 5,5 et 7 et augmentent fortement en dessous de pH 5 et au-dessus de pH 7,5. La formation de complexes avec les ligands organiques et inorganiques peut cependant altérer cette règle. La migration de ces complexes est un fait bien connu dans les sols. Les complexes organo-Al migrent des horizons de surface vers les horizons profonds dans l'ensemble des sols acides, notamment dans les sols podzolisés. Hormis dans les cas où se forment des nappes perchées à écoulement de subsurface, ils sont supposés s'insolubiliser dans des horizons d'accumulation sans atteindre les cours d'eau. Sous l'influence de la pollution atmosphérique liée aux activités humaines, on a pu mettre en évidence la formation de complexes Al-SO_4 et Al-F en concentrations significatives, qui présentent une mobilité plus importante et

que l'on retrouve dans les cours d'eau lorsque les sols et les arènes profondes n'ont pas un pouvoir suffisant de neutralisation de l'acidité (Boudot *et al.*, 2000).

2.2 La toxicité aluminique

La toxicité de l'aluminium est bien documentée en ce qui concerne aussi bien les organismes aquatiques (Baker et Schofield, 1982) que terrestres ; les interactions plantes-aluminium ont en particulier été très étudiées (Rout *et al.*, 2001).

2.2.1 Toxicité de l'aluminium sur les végétaux

Bien que certaines espèces végétales puissent accumuler de fortes concentrations d'aluminium dans leurs tissus sans en souffrir (les teneurs en aluminium des aiguilles d'Épicéa peuvent par exemple atteindre 1,35 $mg.kg^{-1}$ sans symptômes particuliers sur l'arbre (Ogner et Teigen, 1980), de nombreuses plantes sont sensibles à l'aluminium présent dans les solutions du sol. L'acidité des sols peut également être toxique vis-à-vis des végétaux en dessous d'un pH variant de 3 à 5 selon les espèces, la toxicité des protons peut alors être plus forte que celle de l'aluminium (Ryan *et al.*, 1986). C'est ainsi qu'à bas pH et à faible concentration, l'aluminium peut combattre la toxicité des protons et stimuler la croissance des racines des plantes. La toxicité aluminique se traduit par des symptômes tels que l'apparition de racines coralloïdes, la nécrose de l'apex des racines, par la raréfaction des racines secondaires et des poils absorbants, le brunissement, l'enroulement ou la nécroses des feuilles, liés à différents mécanismes pysiologiques. Il y a inhibition de l'absorption de Ca^{2+} et Mg^{2+} par compétition avec Al^{3+} ; la formation de liaisons entre Al^{3+} et divers métabolites perturbe le fonctionnement cellulaire. Les végétaux paraissent cependant capables de déclencher des mécanismes de défense à un stress aluminique. La production abondante, soit d'exsudats racinaires dans la rhizosphère, soit d'acides organiques complexants dans les racines, suivie de l'exsorption éventuelle des complexes organo-Al formés, constitue des mécanismes de résistance vis-à-vis de l'aluminium (Barcelo et Poschenrieder, 2002). Il semble qu'une partie de l'aluminium qui parvient à pénétrer dans les tissus végétaux y soit inerté par coprécipitation avec le silicium. Il existe probablement d'autres moyens de défense mis en œuvre par les plantes, car plusieurs souches tolérantes à l'aluminium ne paraissent pas développer ces stratégies. Ils constituent un champ d'investigation important d'un point de vue agronomique pour l'avenir.

2.2.2 Chimie des eaux du sol, toxicité et spéciation de l'aluminium

Toutes les espèces chimiques de l'aluminium ne revêtent pas la même toxicité. L'appréciation de leur toxicité est cependant délicate et les résultats très contradictoires. Si la plupart s'accordent à attribuer une réelle toxicité au polymère Al_{13} et au monomère Al^{3+}, il existe une certaine confusion concernant les complexes Al-F, Al-OH, Al-SO_4. L'unanimité existe cependant quant à la non-toxicité de l'aluminium organique (Asp et Berggren, 1990), des complexes monomériques et polymériques Al-PO_4 (Blamey *et al.*, 1983) et des polymères Al-Si.

Indépendamment de la spéciation de l'aluminium, la composition globale des solutions d'un sol intervient dans l'intensité de la toxicité alumineuse. Le calcium et le magnésium entrant en compétition avec l'aluminium au niveau des racines, toute augmentation de ces cations est susceptible de faire diminuer la toxicité de l'aluminium. Pour certaines espèces, le calcium est plus efficace que le magnésium, pour d'autres, ces deux cations peuvent exercer la même influence.

2.2.3 Toxicité de l'aluminium vis-à-vis des organismes aquatiques

De faibles concentrations en aluminium dans les cours d'eau sont rapidement toxiques pour de nombreuses espèces aquatiques (Baker et Schofield, 1982) et agissent en synergie avec l'acidité. En dessous de pH 4,9, la plupart des poissons, presque tous les mollusques et de nombreux groupes d'invertébrés disparaissent. L'acidité, la présence d'aluminium et le manque de calcium interviennent tous trois dans cet appauvrissement biologique des eaux de surface, mais leur part respective est encore controversée. La toxicité peut être due à une perte du pouvoir osmorégulateur provoquant l'appauvrissement du plasma en électrolytes, Na^+ et Cl^-, à l'altération des branchies due aux interactions entre l'aluminium inorganique monomérique et les enzymes, à la cofloculation du mucus des branchies avec l'aluminium.

2.2.4 Chimie des eaux de surface, toxicité et spéciation de l'aluminium

Comme pour les plantes, de nombreuses contradictions émaillent la littérature quant à la part respective des différentes espèces chimiques ; l'effet létal d'une dynamique de polymérisation dans l'environnement branchial est néanmoins bien établi. Ceci se produit quand les eaux deviennent sursaturées en

aluminium, par exemple lorsque des eaux acides riches en aluminium se mélangent à des eaux neutres ou alcalines. Indépendamment des phénomènes de spéciation de l'aluminium, le calcium combat la toxicité due à l'acidité et aux formes monomériques de l'aluminium chez les poissons, sans influence toutefois sur l'asphyxie due au colmatage des branchies par des cofloculats aluminium-mucilage.

2.2.5 Toxicité de l'aluminium vis-à-vis des mammifères

Les mammifères, et plus particulièrement l'homme, sont susceptibles d'absorber des quantités variables d'aluminium à travers l'alimentation (eaux de source acides, aliments conditionnés en boîtes d'aluminium) ou certaines médications. L'effet de cet aluminium sur l'organisme est un sujet très controversé (Berthon, 2002).

3 Le fer

Quatrième élément par ordre d'abondance dans la croûte supérieure, le fer a la particularité d'être présent sous forme ferrique Fe^{III} en conditions oxydantes et sous forme ferreuse Fe^{II} en conditions réductrices. Fe^{III} a des propriétés proches de l'aluminium, mais plus acide : il est très peu soluble à pH > 4,5 (10^{-6} à 10^{-7} mol.kg^{-1}), devient rapidement plus soluble en milieu plus acide, se complexe facilement avec la matière organique naturelle. Fe^{II} a des propriétés très proches de Mg (la plupart des minéraux ferreux sont ferromagnésiens), et il a une solubilité de l'ordre de 1 mol.kg^{-1} en conditions très réductrices ou très acides.

Dans les êtres vivants, le fer est un nutriment essentiel : il est indispensable à la photosynthèse, car il entre dans la ferrédoxine, et à la respiration, car il entre dans de nombreux transporteurs d'électrons des chaînes respiratoires. Il joue également un rôle fondamental en ce qui concerne les propriétés, donc la fertilité des sols.

Des aspects importants du cycle biogéochimique du fer sont encore mal connus. Les interactions avec les sulfures, les carbonates ou les smectites, les aspects microbiologiques, les rôles biochimiques du fer dans les organismes vivants, cette seule énumération montre l'importance du cycle. Par ailleurs, plusieurs résultats récents montrent que les alternances d'aérobiose/anaérobiose ont été sous-estimées.

3.1 Spéciation et mobilité du fer

3.1.1 Le fer dans la phase minérale solide

Dans les roches de la croûte terrestre, le réservoir de fer est essentiellement silicaté. Le fer libéré par l'altération reprécipite en milieu oxydant ou moyennement réducteur essentiellement sous forme d'oxydes *sensu lato* (c'est-à-dire oxydes, oxyhydroxydes, hydroxydes et oxydes mixtes) (tableau 3.2), en milieu réducteur sous forme de carbonate ferreux (sidérite) ou de sulfures (pyrrhotite, mackinawite, marcassite, pyrite). Une petite partie du fer reste néanmoins silicatée dans les argiles néoformées ou transformées. Dans la diagenèse, le fer se silicate à nouveau en retour par agradation des argiles, avec réduction de Fe^{III} en Fe^{II}. Le cycle du fer diverge donc du cycle du silicium, puis converge à nouveau vers lui, ce schéma général pouvant être modifié par l'interaction avec le cycle du soufre et la formation de sulfures, ou plus marginalement avec le cycle du phosphore et la formation de phosphates.

Les oxydes de fer *sensu lato* forment le plus souvent des particules très petite taille, de l'ordre de 10 à 500 nm de diamètre, ce qui leur confère une surface spécifique très élevée et leur permet d'interagir avec les argiles, la matière organique solide (MOS) et dissoute (MOD) des sols et les éléments en traces métalliques (ETM). Il en résulte un rôle essentiel sur la stabilité structurale des sols, la mobilité des matières organiques, la mobilité et de la biodisponibilité des ETM. Inversement, une part de la mobilité du fer se fait, sous forme particulaire, en association avec les argiles et les MOS, et sous forme dissoute en association avec les MOD.

Les principaux types d'oxydes de fer *sensu lato* rencontré dans les sols sont présentés dans le tableau 3.2. Le réseau cristallin de nombreux oxydes de fer *s.l.* autorise la substitution du fer par un métal ; le nombre de métaux ayant des affinités avec le fer est élevé et les taux de substitution sont souvent non négligeables. En milieu oxydant, les formes stables sont la goethite, la lépidocrocite, l'hématite et la maghémite, la ferrihydrite étant une forme métastable. On pourrait penser que la stabilité des oxydes par rapport aux oxyhydroxydes ne dépend que de l'activité de l'eau. La réalité est plus complexe : la taille des minéraux ainsi que les substitutions du fer modifient les constantes thermodynamiques, la croissance des phases peut être lente, bloquée par des inhibiteurs tels que la matière organique ou catalysée par des micro-organismes. Il en résulte que différents types d'oxydes *s.l.* peuvent coexister hors équilibre sur de longues périodes.

En conditions réductrices, les oxydes de fer *s.l.* sont réduits et le fer passe en solution. Il a alors les propriétés d'un alcalino-terreux, son hydroxyde est très

Hématite	$\alpha\ Fe^{III}_2O_3$ [2]
maghémite	$\gamma\ Fe^{III}_2O_3$
goethite	$\alpha\ Fe^{III}OOH$
akaganéite	$\beta\ Fe^{III}OOH$
lépidocrocite	$\gamma\ Fe^{III}OOH$
feroxyhyte	$\delta\ Fe^{III}OOH$
ferrihydrite	$Fe^{III}_5HO_8.4H_2O$
magnétite	$Fe^{II}Fe^{III}_2O_4$
fougérite	$[Mg^{II}_yFe^{II}_{1-x}Fe^{III}_x]^{2y+2+x}\ [(2y+2+x)OH^-]^{-(2y+2+x)}$ [3]

Tableau 3.2
Différents types d'oxydes de fer s.l. rencontrés dans les sols et les formations superficielles.

soluble et ne se forme pas. Lorsque une réoxydation intervient, elle peut précipiter un minéral naturel transitoire, la fougérite, qui correspond aux composés de synthèse appelés « rouilles vertes » : Fe^{2+} s'oxyde en Fe^{3+} qui précipite en s'entourant de Fe^{2+} et de Mg^{2+} (Bourrié *et al.*, 2004).

3.1.2 Le fer dans les solutions aqueuses

Comme Al, Fe^{III} dissous peut se présenter sous de nombreuses formes : espèces monomères libres (Fe^{3+} et ions hydroxylés) ; monomères associés à des ligands inorganiques et des ligands organiques simples ; colloïdes, en particulier colloïdes organométalliques. La spéciation de Fe^{III} dissous est fonction du pH et de la disponibilité des ligands organiques et inorganiques. Fe^{II} dissous est, lui, en raison de sa solubilité bien plus grande, sous la forme dominante de l'espèce monomère Fe^{2+}, les complexes inorganiques ou organiques pouvant cependant intervenir.

3.2 Interactions entre les formes du fer et l'activité biologique

La mobilité du fer déterminée par le pH, le Eh et de la présence de ligands organiques, est sous la dépendance des activités microbiennes qui modifient et

contrôlent en permanence ces paramètres (Ehrlich, 2001). En milieu acide ou neutre, aérobie ou microaérophile, des bactéries chimiolithotrophes ou mixotrophes oxydent Fe^{II} en Fe^{III} pour obtenir l'énergie nécessaire à leur croissance. Elles utilisent pour la plupart le CO_2 comme source de carbone, certaines peuvent aussi oxyder les formes réduites du soufre et d'autres éléments (uranium, arsenic,. . .). Ces processus conduisent, sauf en conditions très acides ou complexantes, à la précipitation d'oxydes de fer *sensu lato*, de sulfates ou de phosphates (Houot et Berthelin, 1992). Ces bactéries trouvent des applications dans la lixiviation et l'extraction des métaux de minerais sulfurés, de matériaux pollués ou le traitements des eaux pour éliminer le fer, le manganèse et divers métaux associés.

D'autres communautés bactériennes aéro-anaérobies ou anaérobies, pour la plupart hétérotrophes (chimio-organotrophes) utilisent Fe^{III} comme accepteur d'électrons pour leur respiration, en parallèle ou en complément de fermentations. Elles réduisent le fer en solution, mais entraînent aussi la dissolution et l'altération des oxydes *s.l*. Des expériences récentes ont montré que des bactéries ferri-réductrices contrôlent la formation de rouilles vertes au cours de la réduction d'oxydes de fer (Kukkadapu *et al.*, 2004). Le fer ferrique de la fougérite peut alors entrer en compétition avec les nitrates (Trolard et Bourrié, 1999). Le fer mobilisé et disponible sous forme de Fe^{II} ne restera soluble qu'en conditions réductrices (Stemmler et Berthelin, 2003). Ce phénomène se produit en sol saturé, mais aussi quand la consommation d'oxygène entraîne l'anoxie (Stemmler *et al.*, 2004).

Par ailleurs, des champignons (mycorhizogène ou saprophytes) et des bactéries, rhizosphériques ou non, produisent des substances complexantes du fer (acides aliphatiques carboxyliques, acides phénols, acides hydroxamiques. . .). Par exemple, des bactéries rhizosphériques utilisant des exsudats racinaires du hêtre ou du pin, produisent des acides citrique, fumarique, malique et lactique qui contribuent à l'altération de minéraux ferro-magnésiens, donc à la solubilisation des éléments minéraux, dont le fer, favorisant la nutrition de la plante (Leyval et Berthelin, 1991). Certains de ces composés, les sidérophores, qui disposent de trois groupements soit acide hydroxamique, soit dit ortho-phénol, présentent une capacité complexante spécifique de Fe^{III} (Kraemer, 2004). Ils interviennent très efficacement dans la solubilisation des oxyhydroxydes comme la goethite.

Ces différents processus sont donc susceptibles de contrôler les dissolutions et néoformations de minéraux et modifient la disponibilité de fer dans les sols. Ils peuvent avoir des effets bénéfiques ou nocifs, directs ou indirects dans le fonctionnement des systèmes sols-plantes et se manifestent dans de nombreux couplages de cycles (avec carbone, soufre, phosphore, ou des traces comme uranium, sélénium, arsenic. . .). La connaissance des structures et fonctions des

communautés microbiennes impliquées est cependant encore très insuffisante. Il importe de mieux définir les processus microbiens ainsi que les paramètres du milieu qui contrôlent ces processus et les couplages entre cycles.

3.3 Interactions entre les formes du fer et les éléments traces métalliques ou les métalloïdes

Le fer est susceptible de participer au contrôle des éléments traces métalliques (ETM) et des métalloïdes dans les sols. Les ETM peuvent s'adsorber sur les oxydes de fer *s.l.* ou s'incorporer dans leur structure en substitution du fer (absorption). Du fait de la petite taille des oxydes de fer *sensu lato*, l'adsorption peut être la première étape du phénomène d'absorption, le métal migrant des sites de surface vers des sites cristallins. Les métalloïdes peuvent également être fortement adsorbés par le biais de complexes de sphère interne, les cas du phosphore ou de l'arsénate sont par exemple bien documentés. La surface réactive des oxydes de fer *s.l.* leur permet également de fixer des tétraèdres de silice, ce qui peut conduire à la nucléation de germes cristallins d'argiles. Si le système devient réducteur, les oxydes *s.l.* de fer peuvent être déstabilisés et les éléments fixés libérés en solution. Le cas du cuivre apporté par les épandages de lisier en Bretagne illustre ce phénomène (Trolard *et al.*, 2002) : il est transporté par les matières organiques solubles, mais une partie fixée sur les oxydes de fer n'est libérée que quand les conditions deviennent réductrices. On observe aussi que l'altération par réduction bactérienne entraîne la solubilisation du fer, du manganèse et des éléments en traces métalliques associés (nickel, cobalt, chrome), ainsi que leur redistribution dans les compartiments solides et vers des formes plus biodisponibles (Quantin *et al.*, 2002).

4 Impact de l'activité biologique sur les interactions silicium, aluminium, fer en milieu continental

Les interactions silicium, aluminium et fer déterminent pour une grande partie la composition minérale des sols, et subséquemment la plupart de leurs propriétés. L'activité biologique contrôle ces interactions de trois manières principales.

– *Le recyclage biologique par les plantes permet de limiter la lixiviation d'éléments hors des couvertures de sols.* Ce processus est particulièrement important pour le silicium sur de longues périodes, et particulièrement visible dans les vieilles couvertures de sols très évoluées, dans lesquelles les minéraux silicatés altérables issus de la roche mère sont devenus rares.

C'est alors le recyclage biologique par les plantes qui assure la stabilité des minéraux argileux et, conséquemment, le maintien de la fertilité des horizons supérieurs des profils. Dans les sols plus jeunes présentant une réserve de silicium constituée par les minéraux primaires altérables, l'importance relative du recyclage biologique sur la stabilité des sols est probablement moindre. L'impact de la disponibilité de Si dans les horizons supérieurs de ces sols reste cependant à évaluer de manière plus précise, car elle peut influer aussi bien l'appauvrissement en argile des sols que la productivité des cultures à forte demande en silicium, telles les céréales. Ce processus est moins important pour l'aluminium ; on notera néanmoins que dans certaines forêts tempérées acidiphiles, une grande partie de l'aluminium organique présent en solution dans les horizons holorganiques des sols semble être directement hérité des litières, et que le recyclage de cet élément par la végétation est loin d'être négligeable (Driscoll, 1985). Ceci a été très largement ignoré dans la plupart des travaux concernant les processus de pédogenèse.

– *La formation de complexes organométalliques soustrait les éléments complexés à l'établissement des équilibres minéraux-solutions* (Lucas, 2001 ; Boudot *et al.*, 2000). Ce processus est particulièrement important pour l'aluminium et le fer, et le résultat final de la pédogenèse dépend de la capacité de migration et de l'exportation des complexes. L'exportation de l'aluminium et le fer empêche la stabilité des minéraux argileux et des oxydes de fer *s.l.*, favorisant la destructuration du sol, la migration de colloïdes et, à terme, la formation de podzols.

– *La minéralisation de la matière organique abaisse le potentiel rédox des sols hydromorphes ou peu aérés et favorise la solubilisation des oxydes de fer* s.l.

À ces trois grandes catégories de processus s'ajoute évidement toute l'activité spécifique de la *rhizosphère*, déterminée par les microflores symbiotiques ou non symbiotiques, avec en particulier la production d'acidité par exsorption de proton ou par la respiration, les phénomènes de biosorption et bioaccumulation, le contrôle de la disponibilité de l'eau.

Lors de l'évolution des couvertures de sol, les processus biogéochimiques peuvent s'autocatalyser verticalement, comme dans l'évolution des sols sur loess du Bassin de Paris et la genèse des sols lessivés, puis lessivés dégradés ou latéralement, ou comme dans la déstabilisation des couvertures latéritiques équatoriales et leur remplacement par des podzols.

Recommandations

1. Ce qui vient d'être exposé sur les cycles biogéochimiques de silicium, aluminium et le fer montre que leur étude doit être nécessairement pluridisciplinaire, afin de traiter de manière intégrée les aspects biologiques, biogéochimiques, géochimiques et les aspects hydrodynamiques. Ceci implique de *regrouper des compétences complémentaires sur des mêmes chantiers géographiquement définis et sur des durées suffisamment longues*.

2. En ce qui concerne les outils et connaissances nécessaires à la compréhension des cycles, des efforts particulièrement intéressants portent :

   – sur l'utilisation de nouveaux traceurs isotopiques (^{30}Si, ^{55}Fe) ou analogiques (germanium) ;

   – sur la caractérisation des matières organiques naturelles et de leurs propriétés ;

   – sur la rhizosphère et l'absorption racinaire de métaux ;

   – sur l'activité biologique, en particulier microbienne, y compris dans les horizons situés sous les horizons agronomiques usuels ;

   – sur les relations activité microbienne et phases minérales transitoires ou mal cristallisées ;

   – sur la caractérisation des transferts par les aérosols et leur quantification ;

   – et enfin sur le couplage de cycles (carbone-fer par exemple).

3. La modélisation du fonctionnement et des transferts, décrits autant que possible sur une base mécaniste, est particulièrement délicate (*cf.* partie 4, chapitre 9). S'il n'est déjà pas facile de faire tourner un modèle hydrodynamique simple dans un sol, il faut pour aborder les cycles biogéochimiques *effectuer des couplages multiples* : prélèvements racinaires, évolution et transferts des matières organiques, spéciation et équilibres minéraux-solution. . . De tels outils commencent à émerger, comme le modèle MIN3P (Mayer *et al.*, 2002), mais ils nécessitent encore des développements fondamentaux et numériques afin d'être plus performants et généralisables. Il y a lieu en particulier de proposer des définitions qualitatives et quantitatives plus précises des processus et des paramètres utilisables dans des modèles, et de développer ces derniers selon des architectures qui favorisent le couplage et le partage de données.

Références bibliographiques

Alexandre A., Meunier JD., Colin F. et Koud JM. (1997). Plant impact on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes. *Geoch Cosmoch Acta*, **61** : 677-682.

Asp H. et Berggren D. (1990). Phosphate and calcium-uptake in beech (Fagus-Sylvatica) in the presence of aluminium dans natural fulvic acids. *Physiologia Plantarum*, **80** : 307-314.

Baker JP. et Schofield CL. (1982). Aluminium oxicity to fish in acidic waters. *Water Air Soil Poll*, **18** : 289-309.

Barcelo J. et Poschenrieder C. (2002). Fast root growth responses, root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance : a review. *Environmental and Experimental Botany*, **48** : 75-92.

Basile-Doelsch I., Meunier JD., Parron C. (2005). Another continental pool in the terrestrial silicon cycle. *Nature*, **433** : 399-402.

Berthon G. (2002). Aluminium speciation in relation to aluminium bioavailability, metabolism and toxicity. *Coord Chem Rev*, **228** : 319-341.

Blamey FPC., Edwards DG. et Asher CJ. (1983). Effect of aluminium, OH-Al and P-Al molar ratio, and ionic strength on soybean root elongation, in solution culture. *Soil Sci*, **136** : 197-207.

Boudot JP., Maitat O., Merlet D. et Rouiller J. (2000). Soil solutions and surface water analysis in two contrasted watersheds impacted by acid deposition, Vosges mountains, NE France : interpretation in terms of Al impact and nutrient imbalance. *Chemosphere*, **41** : 1419-1429.

Bourrié G., Trolard F., Refait Ph. et Feder F. (2004). A solid solution model for Fe(II) - Fe(III) - Mg(II) green rusts and fougerite and estimation of their Gibbs free energies of formation. *Clays Clay Min*, **52** : 382-394.

Conley DJ. (2002). Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical cycle. *Glob Biogeochem Cycles*, **16** : 1121.

Datnoff LE., Snyder GH. et Korndorfer GH. (2001). Silicon in Agriculture. Elsevier, Amsterdam, 403 p.

De la Rocha CL., Brzezinski MA. et DeNiro MJ. (2000). A first look at the distribution of the stable isotopes of silicon in natural waters. *Geoch Cosmoch Acta*, **64** : 2467-2477.

Doucet FJ., Schneider C., Bones SJ., Kretschmer A., Moss I., Tekely P. et Exley C. (2001). The formation of hydroxyaluminosilicates of geochemical and biological significance. *Geoch Cosmoch Acta*, **65** : 2461-2467.

Driscoll CT. (1985). Aluminium in acidic surface waters – Chemistry, transport and effects. *Env Health Persp,* **63** : 93-104.

Ehrlich HL. (2001). Geomicrobiology. Marcel Dekker, New York, 768 p.

Epstein E. (1999). Silicon. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol*, **50** : 641-664.

Furian S., Barbiero L., Boulet R., Curmi P., Grimaldi M. et Grimaldi C. (2002). Distribution and dynamics of gibbsite and kaolinite in an oxisol of Serra do Mar, southeastern Brazil. *Geoderma*, **106** : 83-100.

Gérard F., Ranger J., Ménétrier C. et Bonnaud P. (2003). Silicate weathering mechanisms determined using soil solutions held at high matric potential. *Chem Geol*, **202** : 443-460.

Gérard F. et Ranger J. (2004). Silicate weathering mechanisms in a forest soil. *Océanis*, **28** : 35-67.

Gérard F., Boudot JP. et Ranger J. (2001). Consideration on the occurence of the Al_{13} polycation in natural soil solutions and surface waters. *Appl Geochem*, **16** : 513-529.

Hildebrand M. (2003). Biological processing of nanostructured silica in diatoms. *Prog Org Coatings*, **47** : 256-266.

Houot S. et Berthelin J. (1992). Submicroscopic studies of iron deposits occuring in field drains : formation and evolution. *Geoderma*, **52** : 209-222.

Ittekkot V., Humborg C. et Schafer P. (2000). Hydrological alterations and marine biogeochemistry : A silicate issue ? *BioScience*, **50** : 776-782.

Kraemer SM. (2004). Iron oxide dissolution and solubility in the presence of siderophores. *Aqu Sci*, **66** : 3-18.

Kukkadapu RK., Zachara JM., Fredrickson JK. et Kennedy DW. (2004). Biotransformation of two-line silica-ferrihydrite by a dissimilatory Fe(III)-reducing bacterium : Formation of carbonate green rust in the presence of phosphate. *Geoch Cosmoch Acta*, **68** : 2799-2814.

Kurtz AC., Derry LA. et Chadwick OA. (2002). Germanium-silicon fractionation in the weathering environment. *Geoch Cosmoch Acta*, **66** : 1525-1537.

Leyval C. et Berthelin J. (1991). Weathering of a mica by roots and rhizospheric microorganisms of Pine. *Soil Sci Soc Am J*, **55** : 1009-1016.

Lucas Y. (2001). The role of the plants in controlling rates and products of weathering : importance of the biological pumping. *Ann Rev Earth Planetary Sci*, **29** : 135-163.

Lucas Y., Luizao FJ., Chauvel A., Rouiller J. et Nahon D. (1993). The relation between biological activity of the rainforest and mineral composition of the soils. *Science*, **260** : 521-523.

Matichenkov VV. et Calvert DV. (2002). Silicon as a beneficial element for sugarcane. *J Am Soc Sugarcane Technologists*, **22** : 21-30.

Mayer KU., Frind EO. et Blowes DW. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour Res*, **38** : 1174-1195.

Meunier JDF., Colin F. et Alarcon C. (1999). Biogenic silica storage in soils. *Geology*, **27** : 835-838.

Meybeck M. et Helmer R. (1989). The quality of rivers : from pristine state to global pollution. *Pal Pal Pal*, **75** : 283-309.

Meybeck M. (1979). Concentrations des eaux fluviales en éléments majeurs et apports en solution aux océans. *Rev Géol dyn Géogr Phys*, **21** : 215-246.

Mulder J. et Stein A. (1994). The solubility of Al in acidic forest soils : Long-term changes due to acid deposition. *Geochim Cosmochim Acta*, **58** : 85-94.

Ogner G. et Teigen O. (1980). Effects of acid irrigation and liming on 2 clones of Norway Spruce. *Plant and Soil*, **57** : 305-321.

Open University (1989). Seawater : Its Composition, Properties and Behaviour. Pergamon Press, Oxford, 168 p.

Quantin C., Becquer Th., Rouiller J. et Berthelin J. (2002). Redistribution of metals in a New Caledonia Ferrasol after microbial weathering . *Soil Sci Am J*, **66** : 1797-1804 .

Rafi MM., Epstein E. et Falk RH. (1997). Silicon deprivation causes physical abnormalities in wheat (Triticum aestivum L.). *J Plant Phys*, **151** : 497-501.

Rout GR., Samantaray S. et Das P. (2001). Aluminium toxicity in plants : a review. *Agronomie*, **21** : 3-21.

Rudnick RL. et Gao S. (2003). Composition of the continental crust. *In* Holland HD. and Turekian KK. (eds). *The Crust, Treatise on Geochemistry, Vol. 3*, Elsevier, Oxford, p. 1-64.

Ryan PJ., Gessel SP. et Zasoskil RJ. (1986). Acid tolerance of Pacific-Northwest conifers in solution culture. 1. Effect of high aluminium concentration and solution acidity. *Plant and Soil*, **96** : 239-257.

Simonsson M. (2000). Interactions of aluminium and fulvic acid in moderately acid solutions : stoichiometry of the H^+/Al^{3+} exchange. *Eur J Soil Sci*, **51** : 655-666.

Stemmler S. et Berthelin J. (2003). Microbial activity as a major factor in the mobilization of iron in the humid tropic. *Eur J Soil Sci*, **54** : 725-733.

Stemmler S., Loyaux-Lawniczak S. et Berthelin J. (2004). Effet de la teneur en eau d'un sol sur la réduction bactérienne d'oxydes de fer. *CR Geosciences*, **336** : 1171-1179.

Tréguer P., Nelson DM., van Bennekom AJ., DeMaster DJ., Leynaert A. et Quéguiner B. (1995). The balance of silica in the world ocean : a re-estimate. *Science*, **268** : 375-379.

Trolard F. et Bourrié G. (1999). L'influence des oxydes de fer de type « rouilles vertes » sur les séquences d'oxydo-réduction dans les sols. *CR Acad Sci Paris, Paris*, *Série IIa*, **329** : 801-806.

Trolard F., Bourrié G. et Jaffrezic A. (2002). Distribution spatiale et mobilité des ETM dans les sols en région d'élevage intensif en Bretagne. *In* Tercé M. et D. Baize (coord). *Les éléments traces métalliques dans les sols – approches fonctionnelles et spatiales*, Inra, Paris, p. 183-199.

Watteau F. et Villemin G. (2001). Ultrastructural study of the biogeochemical cycle of silicon in the soil and litter of a temperate forest. *Eur J Soil Sci*, **52** : 385-396.

CHAPITRE 4

Radionucléides naturels et artificiels

ROBERT GUILLAUMONT ET HENRI MÉTIVIER

Introduction

Les radionucléides naturels appartiennent aux trois familles radioactives naturelles générées par ^{238}U, ^{235}U et ^{232}Th et ont les propriétés chimiques des onze éléments lourds allant de Pb à U. Parmi les radioéléments ($92 > Z > 83$) seuls Ra, Th et U (et dans une moindre mesure Pa) existent en quantités pondérables. Tous les autres sont en permanence à l'état d'infimes traces en raison de très courtes périodes radioactives de tous leurs isotopes. Les radionucléides produits par réactions nucléaires dans la haute atmosphère (^{3}H, ^{7}Be, ^{14}C essentiellement) sont rapidement incorporés dans les éléments auxquels ils appartiennent en tant qu'isotopes, comme le sont depuis longtemps les radionucléides primordiaux (le plus important étant ^{40}K). Ils sont entrés dans les cycles biogéochimiques des éléments naturels (connus ou non).

En revanche, les radionucléides artificiels d'origine anthropique n'ont été introduits dans la nature que récemment, quelques décennies tout au plus. Depuis les années 1970, il s'agit de ceux produits par l'exploitation massive de l'énergie nucléaire de fission pour l'électronucléaire, qui met en jeu des quantités importantes de matière radioactive. Une partie est confinée dans les installations des cycles du combustible nucléaire. L'autre partie est dispersée dans l'environnement (rejets contrôlés d'effluents et accidents locaux) et entre à l'état de traces dans les cycles biogéochimiques (s'ils en ont le temps avant de disparaître !). La matière radioactive entreposée ou stockée ne constitue qu'une source potentielle de radionucléides. Ces considérations peuvent être étendues au nucléaire militaire avec la particularité que les essais d'engins explosifs ont disséminé dans la haute atmosphère et sur terre des quantités importantes de radionucléides de 1945 à 1980, dont certains sont toujours détectables. Les activités de recherche et médicale, utilisant des radionucléides sont aussi une source de dispersion éventuelle de radionucléides mais il s'agit en général de radionucléides de courte période et en quantité négligeable vis-à-vis des autres.

La maîtrise des conséquences de l'utilisation de l'énergie de fission sur la santé (et l'environnement) a demandé que l'on précise le devenir immédiat et différé des radionucléides rejetés aujourd'hui à la biosphère ou qui le seront dans un lointain futur (stockage géologique des déchets) ou de ceux simplement susceptibles d'être rejetés. C'est pourquoi les scientifiques se sont intéressés très tôt aux transferts des radionucléides de la biosphère à *l'homme*, afin de pouvoir évaluer l'impact sanitaire de l'industrie nucléaire, toutes activités confondues. Les concentrations des radionucléides dans la chaîne alimentaire et leurs transferts aux différents organes et tissus humains ont été évalués globalement afin d'établir les normes de radioprotection. Aussi le comportement biologique des radionucléides a-t-il été très étudié et continue de l'être. Cet aspect dépasse les limites de ce rapport et n'est donc pas traité.

Tout en n'ignorant pas les connaissances en provenance du monde médical, l'étude des cycles biogéochimiques (le plus souvent d'ailleurs de parties de cycles) des éléments associés aux radionucléides anthropiques considérés comme les plus radiotoxiques est venue ensuite, notamment après que leur « comportement inorganique » dans la nature ait été suffisamment compris. L'étude de la migration des éléments d'intérêt, de leur source à l'homme, a d'abord été, et reste encore globale, se raccrochant à des études appliquées (utilisation de radionucléides comme traceurs dans la nature, phytoremédiation de sols pollués, surveillance de l'environnement des sites nucléaires, surveillance des sites de stockage des résidus miniers de l'extraction de l'uranium, radioécologie, observatoire de la radioactivité). Les études fondamentales au niveau moléculaire des étapes de transfert des radionucléides du minéral au vivant sont en fait assez récentes.

Les éléments concernés d'origine naturelle ou anthropique sont les radioéléments des familles radioactives naturelles générées par l'uranium et le thorium, les radioéléments artificiels (Tc, Np, Pu, Am, Cm), les éléments artificiels de fission ayant un isotope radioactif à vie longue (Sn, Se, I, Pd, Cs, Zr, Mo) et les éléments correspondants aux produits d'activation à vie longue (Mn, Mo, C, Ca, Nb, Cl, Ni, Zr,). Il faut y ajouter le tritium de fission et de synthèse (T).

Avant les découvertes de la radioactivité artificielle (1934) et de la fission (1938), il n'existait sur terre que des radionucléides naturels. Après ces découvertes, l'homme a créé de nombreux radionucléides artificiels. Parmi ceux-ci, ce sont les radionucléides de période longue (supérieures à plusieurs centaines d'années) isotopes des éléments transuraniens ($Z > 92$) qui sont intéressants à considérer au regard des cycles biogéochimiques. En effet, ils n'existent que depuis peu sur terre et leur temps de vie est suffisant pour qu'ils participent à des cycles, avant de disparaître. Cependant leur disparition est inéluctable et par désintégration successive, ils donneront naissance aux trois radionucléides générant les familles radioactives naturelles ^{238}U, ^{235}U et ^{232}Th. *In fine*, si leur injection dans l'environnement cesse, la radioactivité ne sera plus que naturelle. Mais d'ici là les actinides Np, Pu, Am (voire Cm) ont le temps de participer aux réactions des cycles biogéochimiques. Tous les autres radionucléides artificiels de périodes plus ou moins longues sont des isotopes d'éléments naturels et, de ce fait, ne présentent pas la spécificité des actinides vis-à-vis des cycles biogéochimiques.

Questions qui se posent

Les questions spécifiques aux éléments mentionnés ici concernent la spéciation (inorganique, organique, biologique), les interactions avec leur environnement (minéraux, matière organique, micro-organismes), les mécanismes de transfert

(sols micro-organismes, sol-plantes, plantes-animaux), et de propagation (atmosphère, eau douce et eau de mer). De plus on peut se poser les questions suivantes : leurs cycles biogéochimiques sont-ils mieux ou moins bien connus que ceux des autres éléments traces ? Quels sont les programmes dédiés et quels objectifs visent-ils ? En France ? En Europe ? Dans le monde ? Répondre à ces questions permet d'identifier les manques de connaissance dans les cycles biogéochimiques des radionucléides.

Cycles des radioéléments naturels et des éléments naturels ayant des isotopes radioactifs

Il s'agit de U, Th et de leurs descendants de longue période en filiation : Pa, Ra, des éléments : H, Be, C, Cl, Al, Kr correspondant à des radionucléides cosmogéniques, et finalement de K et d'autres éléments ayant des isotopes naturels radioactifs de très longue période (radionucléides primordiaux). Il n'y a rien à dire de spécial dans ce rapport pour le comportement biogéochimique de ces éléments. Ils font partie des échanges entre les différents compartiments de la terre et du vivant depuis longtemps. Pour autant leurs cycles ne sont pas tous décrits avec la même précision, qu'ils s'agissent d'éléments légers ou lourds. Pour les éléments lourds c'est pour l'uranium que l'on a le plus de données et pour Pa qu'on a le moins (sinon aucune). Pour l'uranium, elles doivent être complétées (spéciation organique et interaction avec les micro-organismes) en particulier pour U(IV). L'uranium et le thorium restent des éléments modèles, régulièrement inclus dans tous les programmes du nucléaire (voir ci-dessous), le premier en raison de sa sensibilité aux conditions redox, le second en raison de son insensibilité.

Cycles des radioéléments artificiels et des éléments artificiels

En fait, les éléments d'intérêt pour les cycles biogéochimiques sont peu nombreux car les radionucléides de longue période (sauf le tritium) significativement rejetés dans l'environnement sont : ^{3}H ou T (12,3 ans), ^{14}C (5,7 10^{3} ans), ^{136}C (3 10^{5} ans), ^{79}Se (6 10^{4} ans), ^{90}Sr (28,5 ans), ^{99}Tc (2,1 10^{5} ans), ^{129}I (1,6 10^{7} ans), ^{135}Cs (2 10^{6} ans), ^{137}Cs (30,2 ans), ^{237}Np (2,1 10^{6} ans), ^{239}Pu (2,4 10^{4} ans), ^{240}Pu (6,6 10^{3} ans) et ^{241}Am (4,3 10^{2} ans).

Quelques problèmes fondamentaux spécifiques se posent pour comprendre comment les radionucléides artificiels rejetés à l'environnement entrent dans les cycles biogéochimiques.

Pour ceux qui sont des isotopes d'éléments naturels (T, Cs, Sr, etc.), il s'agit des mécanismes qui leur permettent de rejoindre ces éléments, échanges isotopiques, réactions chimiques ou métabolisme (cas du tritium). Pour ceux qui ne correspondent pas à un élément naturel comme les actinides transuraniens

(^{239}Pu) il s'agit des mécanismes de leur introduction dans la nature. Alors, la concentration du radionucléide joue un rôle essentiel car il ne peut trouver un comportement chimique propre qu'au-delà d'une certaine concentration. Enfin, il reste le cas des radionucléides produit *in situ* par décroissance où les propriétés nucléaires peuvent jouer un rôle (atomes chauds). Bien entendu la forme chimique (atome, molécule, aérosol, particule) sous laquelle le radionucléide est rejeté à l'environnement joue un rôle considérable sur son devenir. Elle n'est pas toujours connue.

1 Cinétiques d'injections dans l'environnement

L'activité d'un ensemble de radionucléides se mesure en becquerel (Bq) et en multiples kBq, MBq, GBq et TBq (voire EBq). 1 Bq correspond à une désintégration par seconde. 1 TBq = 10^{15} Bq. Pour un radionucléide de masse atomique M(g) et de période T(s), à une activité A(Bq) correspond le poids m(g) = T M A/4,2 10^{23}.

1.1 Effluents

Il s'agit ici d'injections chroniques sous forme gazeuse et liquide ; dans ce dernier cas, elles se font, soit dans les cours d'eau, soit en mer. Le niveau des rejets liquides est conditionné par le débit des cours d'eau. Ces rejets sont contrôlés en activité pour respecter les règles de radioprotection et sont bien documentés. Une centrale nucléaire (4 réacteurs) rejette principalement en France de l'ordre de 50 TBq par an de T sous forme d'effluents liquide tritiés (1 TBq de T correspond à 2 mg). Une usine de traitement des combustibles usés comme la Hague de l'ordre de 12 PBq de T par an (24 g) sous la même forme, mais aussi 40 GBq d'actinides et 1,5 TBq de ^{137}Cs et ^{90}Sr (1 TBq de ^{137}Cs correspond à 0,3 g). Les quantités de matière correspondantes sont minimes à chaque rejet, mais s'ajoutent les unes aux autres. Par ailleurs, elles dépendent beaucoup de la nature des installations et des autorisations de rejets. La forme chimique des radionucléides dans les rejets est plus ou moins connue. Une fois en mer ou en eau douce, la classification est simplement basée sur la solubilité ou l'insolubilité qui se caractérise par une fixation sur les matières particulaires (voir partie 3).

1.2 Accidents (*cf.* note complémentaire Tchernobyl)

Le plus important est celui du réacteur 4 de la centrale de Tchernobyl. Il a rejeté à l'atmosphère sous forme de gaz, d'aérosols et de combustible finement

fragmenté une énorme radioactivité (plus de 10 EBq) et 6 tonnes de matière (OCDE, 2002) dont subsistent essentiellement aujourd'hui ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239}Pu et ^{240}Pu. Pour l'instant, seuls les radionucléides à vie courte, isotopes de l'iode, ont posé de réels problèmes sanitaires dans les régions fortement contaminées de l'ex-URSS.

La contamination radioactive des sols a été observée jusqu'à un certain point dans pratiquement tous les pays de l'hémisphère Nord. Pour les trois principales taches de contamination en Biélorussie et Fédération de Russie, les dépôts de ^{137}Cs (radionucléide servant de référence car facilement mesuré) atteignent des valeurs moyennes de 40 kBq par m^2. Mais localement des valeurs de 5 GBq/m^2 ont pu être atteintes en fonction des concentrations en radionucléides des panaches successifs et de la pluviométrie locale lors de leur passage. Dans la zone de 30 km autour du réacteur, toujours interdite aux populations, la contamination a pu dépasser 1,5 GBq/m^2 de ^{137}Cs (voir note complémentaire).

Au regard de Tchernobyl, les autres accidents sont négligeables du point de vue traité ici.

1.3 Tests nucléaires

D'abord aériens, les tests d'armes nucléaires, aujourd'hui comptabilisés au nombre de 520, ont introduit dans l'environnement des quantités importantes de radionucléides. Ces essais essentiellement faits dans l'hémisphère Nord ont injecté dans la haute atmosphère des débris d'armes (uranium et plutonium) et des produits de fission et des actinides lourds résultants des explosions. Les aérosols produits descendent par gravité et sont transportés avec les mouvements d'air aux altitudes plus faibles. Ces migrations des masses d'air dépendent des saisons, le retour sur terre dépend également de la pluviosité des régions (voir troisième partie de ce rapport).

Au total, les quantités d'actinides rejetées sont certes importantes (plus de 4 tonnes pour ^{239}Pu), mais leur extrême dilution dans la totalité de l'atmosphère d'un hémisphère fait que les contaminations locales des sols, hors zones d'essais, restent très faibles : de l'ordre de 0,1 à 1 Bq.kg^{-1} dans la couche superficielle.

Les tests souterrains d'armes nucléaires ont localement introduit des produits de fission et des actinides dans des couches géologiques à plusieurs centaines de mètres de profondeur. Ils y restent actuellement confinés dans la roche vitrifiée au moment des explosions.

1.4 Autres sources

Il y a de multiples sources de radionucléides artificiels bien identifiées (Galle, 1997 ; Guéguéniat *et al.*, 1999 ; Belot *et al.*, 1996 ; Métivier et Robé, 1998 ; Robeau *et al.*, 2000 ; Métivier, 2001) Le bilan de l'ensemble des sources naturelles et d'origine anthropique est actualisé très régulièrement par l'UNSCEAR (dernier bilan en 2000). Bien que certaines données correspondent à des résultats pondérés ou moyennés, c'est une référence. Toutefois, la difficulté de recueil exhaustif de l'information limite la portée de l'analyse.

2 | Sources potentielles

Les sources potentielles de radionucléides ont des capacités de réserves énormes. La radioactivité qu'a créée l'homme avoisine le dixième de la radioactivité naturelle de la lithosphère mais reste isolée de la biosphère. Un problème particulier pour le futur est posé par le stockage géologique qui consiste à enfouir dans des installations appropriées des colis de stockage de déchets hautement radioactifs et renfermant des radionucléides à vie longue (dizaines à centaines de milliers d'années, voire plus). Dans un temps indéterminé, les radionucléides encore présents à cette époque seront relâchés des colis puis migreront avec les eaux souterraines jusqu'aux exutoires de ces eaux dans la biosphère. La radiotoxicité de chaque radionucléide n'est que partiellement connue, même s'il existe des estimations chiffrées pour chaque radionucléide. L'impact radiologique dans une biosphère du futur sera d'autant mieux prévisible que les mécanismes de migration des éléments de leur source à l'homme seront scientifiquement établis et modélisés. On est assez loin d'une vue globale, même si des aspects partiels sont bien connus. Par exemple, la migration en milieu géologique réducteur des éléments correspondant aux radionucléides considérés comme les plus radiotoxiques est modélisée pour certains systèmes géologiques (analogues naturels), mais, en milieu oxydant (lithosphère superficielle et biosphère), on commence les études. Le rôle des micro-organismes dans les stockages est aussi un sujet d'étude.

3 | Commentaires

Il ressort de l'examen de la littérature que la notion de cycle biogéochimique n'apparaît pas clairement pour les radionucléides anthropogéniques mais qu'il existe des données *partielles*.

Il ressort également que les radionucléides ont grandement facilité l'étude de cycles de différents éléments ou de compartiments de la planète, que ce soit pour l'eau ou pour l'air. À ce titre, l'existence d'observatoires longitudinaux est une source d'information précieuse qu'il appartient de préserver.

La spéciation des actinides en milieu inorganique naturel est bien renseignée (banques de données thermodynamiques bien établies) mais les phénomènes de sorption et de désorption pour ces éléments (banques de données balbutiantes) et de dissolution et d'insolubilisation sous diverses formes le sont moins (voir appendices A et B). Leur comportement chimique relève plus du domaine de la coprécipitation que de la formation de composés définis, et cela complique sérieusement les choses. Le domaine des colloïdes est en pleine expansion. Dès lors que l'on est en présence de molécules organiques, la situation est moins claire et cela d'autant plus que l'on va vers des molécules complexes de synthèse ou naturelles. Les éléments les plus étudiés sont Tc, U et Pu. Il y a des éléments de fission peu ou pas étudiés. Pour certains éléments très hydrolysables (Zr, Mo, Nb) on en connaît moins, semble-t-il, que pour les actinides.

Il y a des études ponctuelles d'interactions avec les micro-organismes (biosorption, bioaccumulation, bioconversion). À cet égard Tc et Se ont été étudiés et les résultats montrent une grande sensibilité de comportement selon le potentiel redox et le pH imposés par les micro-organismes.

Les transferts des actinides aux plantes sont connus globalement mais les mécanismes le sont peu. L'uranium et le plutonium sont les plus étudiés en liaison avec le cycle du fer. En effet Pu(IV) et Fe(III) ont de fortes analogies chimiques. Leur complexation et transfert par les sidérophores est en cours d'étude (aux États-Unis par exemple).

Pour les autres radionucléides d'intérêt, les études sont plus ou moins poussées. Le technétium retient fortement l'attention.

Les grands programmes en cours ont bien identifié les problèmes et visent à combler les manques en spéciation (inorganique, organique et biologique), interaction avec les micro-organismes (manques les plus nombreux) et transfert aux plantes. Par ailleurs les données sur les transferts globaux sol-plantes-animaux homme continuent de s'accumuler.

Conclusion et recommandations

Les recherches sur le comportement des radionucléides anthropogéniques en milieux biologiques sont importantes et visent des fins de radioprotection.

Cette finalisation de la recherche tant au niveau national, qu'international conduit à un ralentissement voire à l'arrêt de certains programmes, lorsque les bailleurs de fond estiment en connaître assez pour répondre à leur préoccupation en matière de radioprotection. Par ailleurs ce ne sont plus des recherches vraiment destinées à mieux connaître le devenir des radionucléides.

Le comportement des radionucléides anthropogéniques dans diverses conditions idéalisant des conditions naturelles de l'environnement a été étudié, globalement et au niveau microscopique, mais certains systèmes comme l'interface minéraux-micro-organismes ou l'interface sol-plante sont loin d'être décrits au niveau moléculaire.

La communauté scientifique nucléaire a nettement pris conscience du manque de connaissances dans ce domaine et plusieurs programmes ont été lancés. Il est important qu'ils puissent être conduits à terme. Il est aussi important que tous les résultats puissent être intégrés dans une vue globale de « cycle biogéochimique », vue qui pour l'instant fait défaut pour assurer la cohérence des recherches. Il est aussi important qu'elle se rapproche de la communauté des scientifiques non nucléaire étudiant ces cycles.

Note complémentaire

Tchernobyl

Le nuage radioactif, produit pendant dix jours, a suivi les directions successives des vents durant la période de rejets. Environ la moitié de la radioactivité a été dispersée au cours des vingt-quatre premières heures dans un panache dirigé vers le Nord (Scandinavie) et rabattu ensuite vers l'Europe centrale. Seuls les rejets du 27 avril sont parvenus sur l'Europe de l'Ouest dont la France. Les panaches suivants ont été dirigés vers l'Est.

Au-delà de la zone autour du réacteur, qui a été contaminée par l'ensemble des rejets et des poussières retombant rapidement sur le sol, les dépôts à distance et jusqu'à plusieurs centaines de km sont liés à la concentration de l'air en radionucléides des panaches successifs et surtout aux pluies très irrégulières qui ont précipité les aérosols radioactifs au sol en « taches de léopard ». Globalement, il existe cependant un gradient Est-Ouest du niveau de contamination en ^{137}Cs : à partir des mesures locales, la Commission européenne a publié un atlas de la contamination en ^{137}Cs en Europe (1998). La synthèse des mesures, modèles et contamination de l'environnement a été actualisée par l'UNSCEAR (2000).

En France, la carte publiée par l'IRSN (Renaud *et al.*, 2004) montre qu'à l'est d'une ligne Montpellier-Charleville-Mézière, les dépôts de ^{137}Cs ont été de moins de 1 kBq/m^2 en absence de pluie, à plus de 40 kBq/m^2 sur les sites les plus arrosés entre le 1er et le 5 mai 1986, période durant laquelle les masses d'air contaminées ont survolé le pays. À l'Ouest de cette ligne, les dépôts ont été de quelques centaines de Bq/m^2 en Bretagne à moins de 4 kBq/m^2 au niveau des contreforts du Massif Central (Renaud *et al.*, 2007).

Par ailleurs, l'accident de Tchernobyl a cruellement montré les limites des connaissances des radioécologistes. Par exemple des erreurs d'interprétation ont été commises sur le comportement dans l'environnement de radionucléides que l'on croyait aussi simple que celui du césium.

- Mauvaise prise en compte de la physique des aérosols et de la différence de spéciation pour les aérosols produits par explosion (premier jour de l'accident) ou par incendie violent (9 -10 jours après le début de l'accident).
- Mauvaise connaissance du devenir du césium dans les écosystèmes terrestres, forestiers par exemple, ou aquatiques. Les experts ont cru que l'épuration spontanée des sols (en termes d'atteinte à l'homme) serait plus rapide qu'elle n'est observée aujourd'hui. En effet, après un enfouissement qui obéissait à une période d'environ cinq ans, l'enfouissement du césium s'est brutalement interrompu et la décontamination radioactive spontanée des sols de surface ne se fait aujourd'hui que par la seule décroissance radioactive de ^{137}Cs et non par des processus physicochimiques. Là où on observe la contamination de champignons ou de gibiers dans les forêts, on peut aujourd'hui s'attendre à ce qu'il y en ait encore la moitié dans trente ans et le quart dans soixante ans. Une bonne connaissance des cycles forestiers aurait peut-être permis de faire une meilleure prévision.
- Surprise quant au transfert rapide du césium dans les océans et des flux de particules par le phytoplancton et les pelotes fécales par exemple.
- Surprise quant au comportement du strontium. Les experts ont redouté, compte tenu de la nature des sols, que le ^{90}Sr déposé aux environs immédiats du site diffuse rapidement vers le Dniepr, contaminant ensuite la mer Noire, puis la Méditerranée Orientale. Aujourd'hui on doit constater que le Sr est resté sur place (IAEA, 2006).

Ce manque de connaissances a eu des conséquences au niveau sociétal dans de nombreux pays touchés par l'accident. Une certaine méfiance de la société, relayée par les pouvoirs publics, qui estiment ne pas avoir été bien conseillés sur la gestion des sites contaminés s'est installée. Cet exemple montre bien que

l'absence de données scientifiques peut avoir un effet paradoxal d'amplification de la méfiance du public vis-à-vis de la science. Il ne se limite probablement pas à la seule gestion des sites contaminés par des produits radioactifs.

Depuis, les milliers de mesures effectuées sur des échantillons de la chaîne alimentaire en Europe de l'Ouest ont permis de valider, au moins pour les trois principaux radionucléides : ^{131}I, ^{134}Cs et ^{137}Cs, les modèles radio-écologiques dynamiques en cours de développement comme le modèle allemand Ecosys (Müller et Pröhl, 1993), l'anglais Farmland et le français Astral (Renaud *et al.*, 1999). L'utilisation de ces modèles a permis notamment d'expliquer les niveaux de contamination atteint dans les principales denrées, ainsi que les cinétiques rapides de diminution de cette contamination dans les semaines suivant les dépôts. Ainsi, les denrées les plus touchées ont été les légumes à feuilles (salade, épinards. . .), le lait et la viande produits dans l'Est du pays, alors que les grandes productions céréalières et fruitières (vignes et vergers) n'ont été que très peu contaminées en raison de la date de l'accident, très précoce dans le stade de développement de ces cultures.

Les retombées de l'accident de Tchernobyl ont également révélé l'insuffisance des dispositifs de caractérisation de la contamination des masses d'air dans quelques pays, et notamment en France.

Le suivi de la radioactivité de la chaîne alimentaire effectué par l'IRSN dans les années suivant les dépôts, notamment dans le cadre du réseau d'observatoires permanent de la radioactivité (Opera) (*cf.* chapitre 10.3), a montré que la diminution de la contamination des productions agricoles est beaucoup plus rapide que celle imputable à la seule décroissance radioactive. Elle s'explique en partie par l'élimination du ^{137}Cs de l'horizon racinaire vers la profondeur dans les sols labourés ; une élimination que les modèles actuels ne permettent pas d'expliquer. En revanche, dans les sols naturels, forestiers ou de prairie permanente, le ^{137}Cs reste en surface et ne s'élimine que par décroissance radioactive. Il en résulte une forte rémanence de la contamination des produits forestiers, notamment des champignons et du gibier qui peuvent être aujourd'hui 100 à 1 000 fois plus contaminés que les productions agricoles.

Aujourd'hui, le césium stocké dans les sols est à l'origine par drainage d'une contamination, très faible mais visible, du milieu aquatique continental et marin. Au fil des années, une part importante de ce césium s'est déposée à l'embouchure immédiate des fleuves, notamment du Rhône. Les évènements climatiques extrêmes comme les crues et les tempêtes, qui remobilisent ces stocks par bouffées sont étudiés par l'IRSN, en particulier dans le cadre de l'étude des conséquences des changements climatiques : il s'agit du projet Extrême.

Annexe A : La spéciation dans les cycles biogéochimiques des radionucléides

VALÉRIE MOULIN, ERIC ANSOBORLO, CHRISTOPHE MOULIN, RYZSARD LOBINSKI ET REMO CHIAPPINI

La spéciation, outil de base

Établir la « spéciation » d'un élément dans un milieu donné consiste à identifier et à quantifier les différentes formes physicochimiques dans lesquelles cet élément est engagé. Il s'agit de définir s'il s'agit de formes solubles, colloïdales ou particulaires et dans chaque cas de connaître au moins le degré d'oxydation de l'élément. Il existe de nombreuses méthodes dont l'application dépend essentiellement de la concentration de l'élément. Dans le cas des radionucléides présents dans l'environnement, la concentration est généralement très faible et souvent très en dessous des limites atteignables par la chimie analytique classique. Aussi les radiochimistes ont-ils, les premiers, développés des méthodes particulières pour aborder la spéciation d'un élément jusqu'à l'échelle de 10^{-10} M. Pour la spéciation dans le domaine de la biogéochimie, on peut distinguer deux domaines : la *spéciation chimique*, de nature statique, qui vise l'identification et la quantification des espèces chimiques et la *spéciation biologique*, de nature dynamique, qui vise les transferts des espèces chimiques. La spéciation est une étape clé pour comprendre les mécanismes mis en jeu dans la réactivité des éléments (mobilité, biodisponibilité) et par là même leur toxicité. Par exemple le transfert de U(VI) vers la plante est conditionné par la forme physicochimique (cation non complexé, forme hydrolysée ou forme carbonatée) :

pH	Espèce de U(VI)	% de transfert vers la plante
5	UO_2^{2+} (80 %)	100
6	$UO_2(OH)^+$ (94 %)	20
8	complexes carbonates (100 %)	5

Tableau 4.1
Transfert de l'uranium en fonction de la forme physicoclinique. G. Bernhard, INE/Rossendorf, Conférence NRC5 (1999).

La spéciation est aussi un élément clé pour dimensionner les expérimentations dans le contexte de la biogéochimie. Pour répondre aux questions comme : sous quelles formes physicochimiques se trouve un radionucléide avant, pendant et

après son incorporation dans un organisme vivant, on voit que les milieux d'intérêt à étudier sont principalement les eaux et les sols, milieux environnementaux en contact avec la biosphère (flore, faune et homme).

Les méthodes et les outils de mesure

La spéciation des radionucléides peut être abordée de deux façons, soit par le calcul théorique de la répartition des formes chimiques à partir de constantes de stabilité thermodynamiques qui décrivent les équilibres chimiques impliqués, soit par des méthodes expérimentales spécifiques. En fait il y a interaction/rétroaction entre les deux voies.

L'approche par le calcul théorique nécessite de connaître, outre les équilibres physico-chimiques mis en jeu avec les constantes thermodynamiques associées, la composition exacte du milieu, en termes notamment de pH, de potentiel redox (Eh), de force ionique et de quantités de complexants. Cela permet alors de calculer la solubilité de l'élément et la répartition des différentes formes complexées dans le milieu donné et même sa distribution entre la phase liquide et les phases solides, si les données concernant cette dernière sont disponibles (ce qui est peu souvent le cas). L'établissement de diagrammes de spéciation se fait généralement à l'aide de codes qui permettent aussi de prendre en compte les problèmes de précipitation ou formation de colloïdes et/ou les potentiels redox (codes de calculs tels que JCHESS, PHREEQC. . .).

La spéciation, *via* les méthodes analytiques directes ou couplées, tend à se développer en raison des potentialités de plus en plus élevées des outils d'analyse. Compte tenu de la complexité des milieux biologiques et environnementaux, il convient dans un premier temps d'étudier des systèmes binaires simples (radionucléide/complexant) représentatifs des milieux d'intérêt. Après validation des outils sur ces systèmes simples, l'application à des milieux réels est envisageable. Les méthodes peuvent être classées en deux grandes catégories (sans exhaustivité sur les techniques) :

- des méthodes directes utilisant les spectroscopies X (EXAFS, XANES...), les spectroscopies laser (fluorescence, photoacoustique. . ..) et les spectrométries de masse, qui permettent de travailler directement sur de faibles quantités d'échantillons ;
- des méthodes indirectes basées sur l'utilisation de techniques séparatives (dialyse, ultrafiltration, chromatographie, électrophorèse, résines. . .) couplée à une détection de(s) éléments (s) par absorption atomique, torche à plasma avec détection AES ou SM, ou par des techniques radiochimiques ou électrochimiques.

L'utilisation de ces différentes techniques permet ainsi de travailler assez facilement dans une large gamme de concentrations (0,1 à 10^{-12} M). Elles doivent cependant être installées pour manipuler la matière radioactive (cas des actinides). L'acquisition et la validation des différentes données alimentent les bases de données. Bien évidemment, les résultats issus de l'utilisation de ces techniques ne peuvent avoir de sens que si les échantillons étudiés (synthétiques, naturels) sont manipulés et préservés dans des conditions appropriées pour maintenir leur bonne représentativité (par exemple maintien de l'état redox en travaillant dans une boîte à gants sous atmosphère étroitement contrôlée).

État de l'art dans le domaine de la spéciation des radionucléides

La spéciation, dans des milieux biologiques et environnementaux, est présente dans de nombreux projets (Toxicologie Nucléaire, Envirhom. . .). La figure 4.1 donne l'évolution du nombre des publications sur la thématique de la spéciation depuis les vingt dernières années.

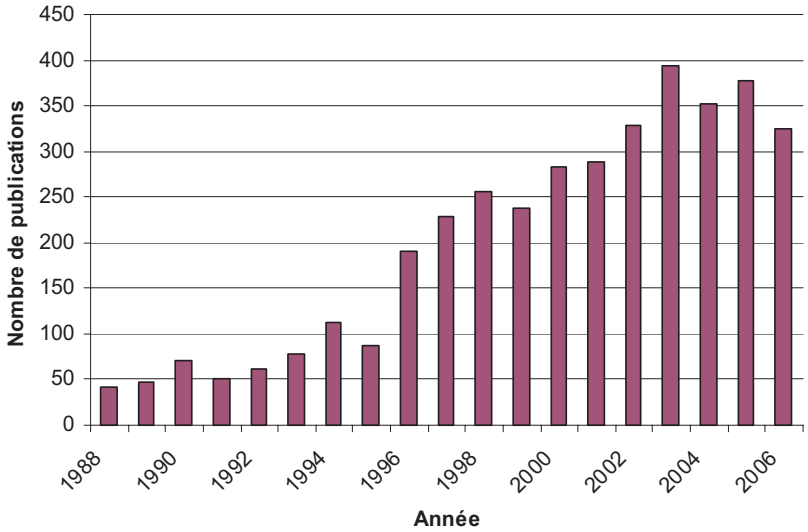


Figure 4.1
Publications relatives à « METAL SPECIATION ».

Approche par calcul théorique

En général, quel que soit le type de spéciation (inorganique, organique ou biologique), un certain nombre de données thermodynamiques sont disponibles et il est capital de s'assurer de leur robustesse et fiabilité. Au niveau international une compilation et une étude critique des données ont été réalisées par

l'OCDE/AEN pour les actinides Pu, Am, Np, U ainsi que pour Tc, Ni, Zr et Se, et sont en cours sur d'autres éléments comme Th, Sn et Fe, auxquelles des experts français participent. Notons que, lorsque les données ne sont pas disponibles pour un élément, une approche par analogie est possible, mais elle doit être prudente (en se basant par exemple sur des analogies chimiques de comportement comme entre les lanthanides et les actinides trivalents).

Approche par méthodes analytiques

Depuis une quinzaine d'années, le développement de méthodes analytiques extrêmement performantes a permis de relancer la spéciation des radionucléides (et plus généralement des éléments dans le domaine des traces, voire des ultra-traces). Les techniques quasiment de routine et les informations qu'elles peuvent générer avec les gammes de concentration sont les suivantes :

- la résonance magnétique nucléaire (RMN) permet d'obtenir des informations sur la structure, la stœchiométrie des complexes et la détermination de constantes de complexation (1M –10^{-3}M) ;
- *l'Extended X-ray absorption fine structure* (EXAFS) permet d'étudier l'environnement chimique d'un élément et obtenir des données telles que le degré d'oxydation, la coordination, le type, le nombre et les distances des atomes voisins (10^{-1} – 10^{-5}M) ;
- la spectrométrie de masse électrospray (ES-MS) permet de caractériser et quantifier les espèces chimiques et donc d'avoir accès *directement* (en plus de l'isotopie) à la spéciation et de déterminer la stœchiométrie et les constantes de complexation (10^{-2}M – 10^{-6}M) ;
- la spectrofluorimétrie laser à résolution temporelle (SLRT), permet la caractérisation d'espèces et la détermination de constantes de complexation ainsi que le nombre de coordination (10^{-3}M – 10^{-9}M) ;
- la chromatographie liquide à haute performance ou l'électrophorèse capillaire couplée à la spectrométrie de masse torche à plasma (HPLC/ICP-MS, EC/ICP-MS) permettent la séparation et la spéciation à très bas niveau (de par l'utilisation de la détection ICP-MS) ainsi que la détermination de l'isotopie. Elle permettrait de travailler à des niveaux de 10^{-12}M ;
- les séparations radiochimiques et chimiques permettent l'accès à la spéciation redox des éléments (par exemple la répartition des degrés d'oxydation du plutonium dans les milieux naturels : océans, lacs, rivières) à très faible concentration (jusqu'à 10^{-16}M). Il s'agit principalement de l'extraction par solvant, de la coprécipitation et de la séparation sur résines.

Actuellement, quelques installations « en actif » (ICPE, INB) permettent de travailler sur des radionucléides au CEA/Dam/Dase/BIII, au CEA/DEN/DPC/Saclay et au CEA/Den/Marcoule sur Atalante.

Programmes dédiés sur les cycles biogéochimiques

Dans le domaine du calcul et de l'utilisation de constantes thermodynamiques et du développement de bases de données, on peut citer les programmes de l'OCDE/NEA, de l'IUPAC, de PSI, du GDR Paris, de la CETAMA (GT 32), de l'École des mines (projet CDTP), les projets européens PARTNEW, ACTINET, NIRS. . .

Dans le domaine de la méthodologie analytique, on peut citer :

- le programme de Toxicologie nucléaire environnementale (TOXNU-E) avec les collaborations CEA-CNRS, Inra et Inserm. Le projet « Méthodologie et spéciation en milieux biologiques et environnementaux » porte sur un certain nombre de radionucléides (U, Pu, Np, Co, Se, Sr, Cs. . .) en solution et aux interfaces et contribue à l'amélioration des connaissances sur les thématiques « transport sol-plante », « transporteurs membranaires », « bactéries », « chélation biologique ». . . ;
- le programme Envirhom (IRSN) ;
- le réseau ACTINET (6e PCRD) ;
- les projets européens HUPA (5e PCRD), FUNMIG (6e PCRD) ;
- le programme de la CETAMA (GT 32) réunissant plusieurs partenaires (CEA, EDF, IRSN, Andra, universités. . .).

Annexe B : Le comportement des radionucléides dans les cycles biogéochimiques

ABDESSELAM ABDELOUAS, BERND GRAMBOW, GILLES MONTAVON

Les études concernant les interactions des radionucléides dans les cycles biogéochimiques ont été souvent motivées par des problèmes de contamination des sols et des eaux de surface et souterraines. De plus, l'interface biosphère/géosphère constitue un élément important dans l'analyse de sûreté d'un stockage géologique des déchets nucléaires. La compréhension du comportement des radionucléides dans les cycles biogéochmiques passe notamment par

une compréhension de leurs interactions avec les différents constituants du milieu naturel (eau, phases minérales, matière organique, micro-organismes). Cela nécessite une étude simultanée dans les systèmes « binaires » (éléments + constituant), dans les systèmes plus complexes (ternaires, quaternaires. . .) et dans le système naturel. Sur la base des connaissances du laboratoire Subatech, les recherches suivantes apparaissent nécessaires.

Spéciation inorganique des éléments

La connaissance de la spéciation des radionucléides en milieu aquatique est à la base de toute compréhension de leur comportement dans les cycles biochiliques (CBGC). Les principaux anions complexants sont OH^-, HCO_3^-, CO_3^{--}, SO_4^{--}, Cl^-, F^-, S^-, $H_2PO_4^-$, HPO_4^{--} et $H_3SiO_4^-$. Les complexes carbonatés, chlorés, sulfatés et hydroxo sont connus pour beaucoup des actinides et produits de fission à l'exception des espèces polymères des actinides tétravalents et du Tc(IV) et des complexes mixtes carbonato-hydroxo. Pour les ions phosphates et sulfures, qui sont importants, il reste beaucoup à faire.

Solubilité des éléments

En l'absence de complexants forts, beaucoup des radionucléides tri- et tétravalents ont une solubilité très faible, mais il reste encore, d'après de nombreuses mesures, sept ordres de grandeur d'incertitude concernant la solubilité des actinides tétravalents en milieu naturel. Il est nécessaire de comprendre la transition monomère – polymère-colloïde – précipité amorphe jeune-précipité âgé (amorphe ou cristallin) et de déterminer des paramètres pertinents pour les bases des données thermodynamiques et cinétiques. Des incertitudes significatives existent aussi pour la solubilité des composés des éléments correspondant aux radionucléides ^{79}Se(-II), ^{10}Be, ^{126}Sn, ^{107}Pd, ^{95}Nb, ^{93}Zr.

Spéciation organique des éléments

Les complexants organiques peuvent augmenter la solubilité des éléments et des radionucléides, favorisant ainsi leur migration dans le milieu naturel. La dégradation de la matière organique génère des complexants forts comme les acides organiques. Les substances humiques représentent un des constituants majeurs des sols. L'étude de l'interaction de cette matière avec les éléments est à ce jour bien avancée, c'est-à-dire qu'il existe beaucoup de données sur leur complexation, disponibles dans la littérature (voir par exemple Czerwinski *et al.*, 1997). Sur la base de ces données, deux études importantes restent à mener : d'une part l'étude générale de la réversibilité des processus d'interaction et notamment les mécanismes contrôlés par la cinétique (Bryan *et al.*, 2000), et d'autre part le cas particulier du processus d'interaction Tc(VII) - substances

humiques qui diffère de celui rencontré avec les autres éléments (Maes *et al.*, 2003).

Les sidérophores sont des complexants chélateurs forts permettant aux plantes et aux micro-organismes de solubiliser des éléments trace peu solubles. Brainard *et al.* (1992) ont montré que les sidérophores produits par *Escherichia coli* (enterochelin) et par *Streptomyces pilosus* (desferrioxamin) peuvent solubiliser des oxydes du plutonium et de l'uranium. Toutefois, il manque une étude systémique de la spéciation des radionucléides en présence des sidérophores produits par les plantes et les micro-organismes typiques des sols et des eaux souterraines.

Interactions éléments/micro-organismes

La solubilité des radionucléides dans l'environnement peut être affectée par les micro-organismes *via* des processus physicochimiques directs de biosorption, de bioprécipitation enzymatique et de bioaccumulation, ou indirectement par des changements des conditions physicochimiques du milieu (Andres *et al.* 2002). Contrairement à des métaux comme le fer ou le manganèse, la réduction enzymatique de l'uranium n'a été montrée pour la première fois qu'en 1991 (Lovley *et al.,* 1991). Les auteurs ont montré que *Shewanella putrefaciens*, une bactérie assez abondante dans le milieu naturel, peut utiliser U(VI) à la place de Fe(III) pour sa croissance. Depuis, les études se sont multipliées en englobant d'autres types de micro-organismes (champignons, bactéries dénitrifiantes, bactéries sulfato-réductrices. . .) et d'éléments (sélénium, technétium). Ces études ont permis de mieux comprendre les interactions entre les micro-organismes et les radionucléides dans des milieux simples. Des applications ont même été proposées comme l'utilisation des micro-organismes pour la remédiation des sols et des eaux contaminées par des radionucléides naturels, comme c'est le cas près des sites miniers d'extraction et de purification de l'uranium par exemple ou bien des radionucléides artificiels produits lors des retraitements des combustibles irradiés (Lovley *et al.*, 1991 ; Macaskie, 1991 ; Lovley, 1995 ; Uhrie *et al.*, 1996 ; Barton *et al.*, 1996 ; Hu *et al.*, 1996 ; Hard *et al.*, 1997 ; Abdelouas *et al.*, 1998 ; McLean *et al.*, 1998 ; Abdelouas *et al.*, 2000 ; 2002). Cependant, la majorité de ces études a été réalisée avec des systèmes assez simples (cultures pures de micro-organismes, milieux de culture favorables à la croissance microbienne) et qui ne sont pas assez représentatifs du milieu naturel. En conséquence de quoi des efforts importants restent à fournir pour mieux comprendre le comportement des radionucléides dans le milieu naturel. Une étude récente a montré une rétention très forte des éléments comme le technétium sur la matière organique des sols de surface (les premiers 15 cm) en présence de micro-organismes (Abdelouas *et al.*, 2005). Le rôle des micro-organismes dans l'immobilisation du technétium a été clairement établi mais la relation technétium précipité-matière organique n'a pas été déterminée. De plus, le rôle des

produits de métabolisme de la matière organique par les micro-organismes sur la spéciation du technétium n'a pas été abordé.

Interactions des éléments dans le système minéraux/matière organique

La matière minérale naturelle n'est pas composée de phases pures et est recouverte le plus souvent de matière organique. Dans le cas du système ternaire élément-phase minérale-matière organique, un modèle additif basé sur les interactions déduites des systèmes binaires élément-matière organique et élément-phase minérale n'est pas applicable (Vermeer *et al.,* 1999). Une étude plus poussée doit donc être réalisée sur ce système. Elle doit permettre notamment une description de l'interface pour définir *in fine* un modèle adéquat afin de tenir compte du terme électrostatique dans l'interaction. Elle doit également se baser sur l'acquisition de données expérimentales obtenues dans des conditions contrôlées.

Influence des éléments majeurs sur le partage des radionucléides

Le comportement des éléments majeurs compétiteurs des radionucléides dans certains processus a un effet primordial sur leur comportement. Le couplage entre leurs comportements est encore mal étudié. Par exemple, Se en milieu naturel remplace souvent S dans les sulfures comme la pyrite et dans les sulfates comme la barytine ou la jarosite. Les sulfures jouent donc un rôle important dans la distribution et la mobilité de Se. En raison de leur instabilité en conditions oxydantes, les sulfures peuvent constituer une source de Se dans l'environnement, mais en conditions réductrices ils peuvent l'immobiliser (cas des bactéries sulfato-réductrices). Subatech doit étudier ce cycle dans le projet européen FUNMIG. Un autre exemple est la distribution de ^{14}C entre la matière organique et inorganique, dans les états gazeux, solide et aqueux.

Proposition en vue d'études en milieu naturel

Voici quelques suggestions d'études que nous jugeons importantes pour la compréhension du cycle des radionucléides dans le milieu naturel :

– étude de la spéciation des radionucléides précipités sur la matière organique naturelle en présence des souches de micro-organismes les plus représentatives du milieu naturel comme par exemple les micro-organismes fermentatifs, les bactéries métallo- ou sulfato-réductrices. Des techniques spectroscopiques comme l'EXAFS sont souhaitables pour ce type d'études ;

– étude du phénomène de vieillissement qui conduit à une irréversibilité de la sorption des radionucléides sur la matière organique naturelle. Contrairement aux expériences de laboratoire montrant une réversibilité de la sorption des radionucléides sur les composants d'un sol, les observations du terrain dans des formations uranifères montrent une irréversibilité importante de la sorption de l'uranium ;

– développement de méthodes de caractérisation des conditions redox dans les sols à l'échelle microscopique qui pourraient s'avérer suffisantes pour l'immobilisation de certains radionucléides comme l'uranium et le technétium. Ainsi, l'abondance de matière organique dans un sol pourrait favoriser le développement de conditions réductrices à quelques centimètres de la surface du sol. Cela a été démontré à l'échelle du laboratoire. Des expériences *in situ* seraient importantes pour confirmer les tests de laboratoire.

Quelques initiatives récentes au plan européen

En réponse à l'appel d'offre du 6e PCRD NUWASTE – 2004, le projet intégré « Fundamental processes of radionuclide migration » (FUNMIG) a été soumis le 13/04/2004 par 48 organisations européennes (en France par : Andra, CEA, BRGM, ERM, Subatech, LGIT, LMM, LPEC, AIED). Les cycles biogéochimiques sont inclus dans les thèmes suivants :

– sorption des radionucléides sur des minéraux recouverts d'un film de matière organique formé par les bactéries ;

– caractérisation de l'influence des ligands organiques sur la rétention réversible et irréversible des radionucléides cationiques sur des minéraux ;

– impact des substances humiques sur la sorption de Pu(III) sur des argiles ;

– effet des couches organiques sur la transformation et stabilité des phases secondaires ;

– développement des modèles pour les ligands et la distribution des charges pour les substances humiques ;

– formation et migration des colloïdes organiques/humiques ;

– description thermodynamique des interactions métaux/substance humique ;

– rétention des colloïdes humiques sur des minéraux ;

– impact de processus des cycles biogéochimiques sur la migration des radionucléides (micro-organisme comme vecteur du transport des radionucléides, sorption des radionucléides sur des biofilms, rétention des radionucléides par réduction microbiologique, effet sur la mobilité des radionucléides par des micro-organismes en raison du changement du milieu géochimique).

Dans le réseau d'excellence sur la chimie et physique des actinides « Actinet 6 » du 6e PCRD Euratom, divers projets de recherche sont importants pour les cycles biogéochimiques, comme :

– la thématique « Chimie bio-inorganique des actinides » en contexte de la toxicologie nucléaire. L'objectif de cette thématique est l'obtention des données expérimentales et la modélisation moléculaire concernant la chimie de coordination et la réactivité électrochimique des actinides avec les (macro-) molécules biologiques comme des acides aminés, des peptides, des protéines ou des oligonucléotides ;

– l'étude spectroscopique des mécanismes de complexation des actinides (Pu(IV)...) avec des ligands organiques, comme les substances humiques et des substances modèles, comme des acides gluconiques ou polyacryliques.

Références bibliographiques

Abdelouas A., Lu Y., Nuttall E. et Lutze W. (1998). Reduction of U(VI) to U(IV) by indigenous bacteria in contaminated groundwater. *J Contam Hydrol,* **35** : 217-233.

Abdelouas A., Lutze W., Gong W., Nuttall E., Strietelmeier BA. et Travis BJ. (2000). Biological reduction of uranium in groundwater and suburface soil. *The Sci Total Environ*, **250** : 21-35.

Abdelouas A., Fattahi M., Grambow B., Vichot L. et Gautier E. (2002). Precipitation of technetium by subsurface sulfate-reducing bacteria. *Radiochim Acta*, **90** : 773-777.

Abdelouas A., Grambow B., Fattahi M., Andrès Y. et Leclerc-Cessac E. (2005). Microbial reduction of Tc in organic matter-rich soils. *Science of the Total Environment*, **336** : 255-268.

Andra (2003). Recherches pour le stockage des déchets radioactifs. BET Andra, p. 284.

Andres, Abdelouas A. et Grambow B. (2002). Microorganisms effects on radionuclide migration. *Radioprotection*, Colloques vol. 37, C1-3/C19.

Ansoborlo E., Chiappini R. et Moulin V. (2003). La spéciation dans l'environnement et en milieu biologique. Clefs CEA, **48** : 14-18.

Ansoborlo E., Prat O., Moisy P., Den Auwer C., Guilbaud P., Carrière M., Gouget B., Duffield J., Doizi D., Vercouter T., Moulin C. et Moulin V. (2006). Actinide speciation in relation to biological processes. *Biochimie*, **88** : 1605-1618.

Barton LL., Choudhury K., Thomson BM., Steenhoudt K. et Groffman A. (1996). Bacterial reduction of soluble uranium ; the first step of in situ immobilization of uranium. *Radioac Waste Manag Environ Restauration*, **20** : 141-151.

Belot Y., Roy M. et Métivier H. (1996). *Le Tritium, de l'environnement à l'homme*. Collection IPSN, Les Éditions de Physique (EDP Sciences), Les Ulis.

Bion L. et Vitorge P. (2003). BASSIST : an applied thermodynamic database for radionuclides chemistry. *Radiochim. Acta*, **91**, Issue 11, 633.

Brainard JR., Strietelmeier BA et Smith PH., Langston-Unkefer PJ., Barr ME. et Ryan RR. (1992). *Radiochimica acta,* **58/59** : 357.

Bryan N., Griffin D. et Regan L. (2000). *Third Technical Progress Report*, EC project No. F14W-CT96-007, FZKA Report 6524, FZK-INE, Karlsruhe.

Caruso JR., Wuilloud RG., Altamirano JC. et Harris WR. (2006). Modelling and separation-detection methods to evaluate the speciation of metals for toxicity assessment. *Journal of Toxicology and Environmental Health* – Part B : Critical reviews, **9** : 41-61.

CEA (2004). *Base de données sur les radionucléides à vie longue*. Rapport CEA, R6026.

CCE : Commission of the European Community (1998). Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Luxembourg. ISBN 92-828-3140-X.

Chemical Thermodynamics Series. Nuclear Energy Agency/OECD, Elsevier (7 volumes publiés jusqu'à aujourd'hui).

Collectif (2003). *Mobilité et transfert racinaire des éléments en trace, influence des micro-organismes du sol*. Tec & Doc, Lavoisier.

Czerwinski K. et Kim JI. (1997). *Mater Res Soc Proc*, **465** : 743.

Galle P. (1997). *Toxiques nucléaires*. Masson, Paris (2e édition).

Guéguéniat P., Germain P. et Métivier H. (1999). *Radionuclides in the Oceans*. Collection IPSN, Les Éditions de Physique (EDP Sciences), Les Ulis.

Hard BC., Friedrich S. et Babel W. (1997). Bioremediation of acid mine water using facultatively methylotrophic metal-tolerant sulfate-reducing bacteria. *Microbiol Res,* **152** : 65-73.

Hu MZC., Norman JM., Faison BD. et Reeves ME. (1996). Biosorption of uranium by Pseudomonas aeruginosa strain CSU : characterization and comparison studies. *Biotechnol Bioeng*, **51** : 237-247.

IAEA : International Atomic Energy Agency (2006). *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation : 20 years of experience*. Report of the Chernobyl forum Expert group « Environment ». Vienna.

Lobinski R. et Moulin C. (2006). Ortega, Imaging and speciation of trace elements in biological environment. *Biochimie*, **88** : 1591-1604.

Lovley DR., Phillips EJP., Gorby YA. et Landa ER. (1991). Microbial reduction of uranium. *Nature*, **350** : 413-416.

Lovley DR. (1995). Bioremediation of organic and metal contaminants with dissimilatory metal reduction. *J Indus Microbiol,* **14** : 85-93.

Macaskie LE. (1991). The application of biotechnology to the treatment of wastes produced from the nuclear fuel cycle : biodegradation and bioaccumulation as a means of treating readionuclide-containing steams. *Crit Rev Biotech*, **11** : 41-112.

Maes A., Bruggeman C., Geraedts K. et Vancluysen J. (2003). *Environ Sci Technol*, **37** : 747.

McLean J., Purvis W., Williamson BJ. et Bailey EH. (1998). Role of lichen melanins in uranium remediation. *Nature*, p. 649-650.

Métivier H. et MC. Robé (1998). *Le radon, de l'environnement à l'homme*. Collection IPSN, EDP Sciences, Les Ulis.

Métivier H. (2001). *L'uranium, de l'environnement à l'homme*. Collection IPSN, EDP Sciences, les Ulis.

Morris K. et Raiswell R. (2002). Biogeochemical cycles and remobilisation of the actinides elements, *In* Miranda J., Keith-Roach et Livens FR. (eds). *Interactions of microorganismas with radionuclides*, Elsevier.

Moulin V., Moulin C. (2001). Radionuclide speciation in the environment : a review. *Radiochim Acta,* **89** : 773-778.

Moulin C. (2003). On the use of Time-Resolved Laser-Induced Fluorescence (TR-LIF) and ElectroSpray Mass Spectrometry (ES-MS) for speciation studies. *Radiochim Acta*, **91**, Issue 11 : 651.

Müller H. et Pröhl G., (1993). ECOSYS-87 : a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accident. *Health Phys*, **72** (5) : 659-673.

OCDE/AEN. *Tchernobyl : évaluation des incidences radiologiques et sanitaires*. Mise à jour 2002 de *Tchernobyl : dix ans déjà*. OCDE, Paris.

OECD (2001). Proceedings of the Workshop on « Evaluation of Speciation Technology ». Japan/October 1999. Code 662001041P1 OECD May 2001.

Reiller P. et Moulin V. (2003). Influence of organic matter in the prediction of iodine migration in natural environment. *Materials Research Society Symposium Proceedings*, **757** : 565-570.

Reiller P., Moulin V., Casanova F. et Dautel C. (2003). On the study of Th(IV)-humic acid interactions by competition sorption studies with silica and determination of global interaction constants. *Radiochimica Acta,* **91** : 513-524.

Reiller P. (2005). Prognosticating the humic complexation for redox sensitive actinides through analogy using the charge neutralisation model. *Radiochimica Acta*, **93** : 43-55.

Renaud Ph., Métivier JM., Castelier E., Pourcelot L. et Louvat D. (2004). Cartographie des dépôts de 137Cs en mai 1986 sur l'ensemble du territoire français. *Radioprotection*, **39** (1) : 23-38.

Renaud Ph., Stapel R., Maubert H., Bleher M. et Wirth E. (1999). Comparative study of the PARK and ASTRAL post-accidental decision support softwares. *Health Physics*, **76** (4) : 8-12.

Renaud Ph., Champion D. et Brenot J. (2007). *Les retombées en France de l'accident de Tchernobyl*, 2e édition. Collection IRSN, Tec & Doc Lavoisier.

Robeau D., Daburon F. et Métivier H. (2000). *Le césium, de l'environnement à l'homme*. Collection IPSN, EDP Sciences, Les Ulis.

Special Issue Speciation : databases and Analytical Methods (2003). *Radiochim Acta*, **91** : 11.

Special Issue Speciation : chemical speciation (2005). *Radiochim Acta*, **93** : 11.

Special Issue Biochimie : facets of Environmental (2006). *Nuclear Toxicology,* **88**.

Sutton M. et Burastero SR. (2004). Uranium(VI) solubility and speciation in simulated elemental human biological fluids. *Chem Res Toxicol*, **17** : 1468–1480.

Tamponnet C. *et al.* (2002). The European programme BORIS. *Radioprotection* Colloques, Vol **37**, C1 : 331-335.

Tamponnet C. (2004). *Dynamique du carbone dans les sols : applications à la modélisation d'un rejet accidentel de C14*. Rapport IRSN/DEI/SEGRE, 007.

Templeton DM., Freek A., Cornelis R., Danielsson L., Muntau H., van Leeuwen H. et Lobinski R. (2000). Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects and methodological approaches, IUPAC Recommendations 2000. *Pure Appl Chem*, **72** : 1453-1470.

Toxicologie radiologique et chimique (été 2003). *Clefs CEA* n° 48.

Uhrie JL., Drever JI., Colberg PJS. et Nesbitt CC. (1996). In situ immobilization of heavy metals associated with uranium leach mines by bacterial sulfate reduction. *Hydrometallurgy*, **43** : 231-239.

United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2004). *Radioecology and methodology for dose assessment*. 09-19.

United Nations. *Sources and effects of ionising radiations* (2000). Volume I : Sources. Volume II : Effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly with scientific annexes. United Nations sales publication E.96.IX.3, United Nations, New York, 2000.

Vermeer AWP., Mcculloch JK., Van Riemsdijk WH. et Koopal LK. (1999). *Environ Sci Technol*, **33** : 3892.

DEUXIÈME PARTIE

Approche par milieu

Si, dans la première partie, on a envisagé les cycles biogéochimiques caractérisant un à un un certain nombre d'éléments, il s'avère indispensable maintenant pour se rapprocher de la réalité de les étudier **simultanément** au sein des différents types de milieux représentatifs de l'épiderme de la Planète. Entre les différents éléments les interactions sont en effet multiples, en sorte qu'on doit toujours mettre plus l'accent sur leur couplage que sur les comportements individuels. L'encadré ci-dessous montre à titre d'exemple combien les cycles des éléments nutritifs tels le potassium, l'azote, le calcium et le magnésium sont liés dans les agrosystèmes tropicaux soumis à une culture de plus en plus continue (due à l'abandon progressif de la jachère traditionnelle en raison de la forte augmentation de la pression démographique).

À partir de là, deux grands cas se présentent à la surface du globe en fonction de la présence ou non d'activité humaine :

- le premier cas concerne les milieux où l'action de l'homme est limitée et où les cycles biogéochimiques, qui sont peu ou pas perturbés, sont régulés naturellement. Cela concerne en général des écosystèmes naturels bien délimités, tant dans le domaine terrestre que dans le domaine océanique. Le but est alors de décortiquer comment se fait de manière spontanée le fonctionnement biogéochimique du système et comment se met en place une régulation biogéochimique dans des conditions naturelles ; ce qui ne veut pas dire que le recyclage soit toujours parfait et que le milieu ne subisse pas de dégradation (acidification, . . .). Cet aspect sera envisagé dans le chapitre 5 ;
- le second cas a trait aux milieux où l'activité anthropique provoque des concentrations excessives d'éléments résultant d'apports ou de dissémination en relation avec l'exploitation de gisements minéraux et de leur utilisation en agronomie (phosphates, sels de potassium, . . .) et en métallogénie (minerais métalliques). Dans ce cas, les cycles biogéochimiques normaux, qui sont dérégulés, conduisent à des situations particulières avec la mise en place de pollutions environnementales qu'il convient alors de maîtriser dans la mesure du possible, en s'appuyant sur une meilleure connaissance du fonctionnement biogéochimique des systèmes en question.

Naturellement, les nouvelles situations créées par l'homme sont très variées, en sorte qu'il n'était pas envisageable de toutes les présenter dans ce rapport. Des exemples types ont donc été retenus, qui feront l'objet du chapitre 6.

Bien comprendre les cycles biogéochimiques pour mieux gérer les agrosystèmes

Un exemple du contrôle de l'alimentation en potassium des végétaux cultivés dans les Terres de Barre (Togo)

Roland Poss – IRD

Le raccourcissement des jachères, allié à l'exportation des résidus de récolte, est à l'origine de l'apparition de carences potassiques dans les sols cultivés en Terre de Barre.

Or, cette situation de carence est non seulement préjudiciable pour les niveaux de rendement, mais conduit aussi à l'appauvrissement des sols en plusieurs autres éléments, qui sont alors moins absorbés par les végétaux. C'est le cas notamment de l'azote, du calcium et du magnésium, dont le cycle biogéochimique apparaît bien lié à celui de potassium. Toute carence en potassium augmente donc les pertes en azote, calcium et magnésium et accroît le taux d'acidification du sol, donc sa dégradation.

Une des pratiques culturales à conseiller dans ces régions tropicales surexploitées consiste en premier à mieux se reposer sur la connaissance des cycles biogéochimiques et à préconiser une restitution systématique des récoltes, même si l'on ne doit pas oublier la pratique d'une fertilisation potassique légère.

CHAPITRE 5

Écosystèmes peu anthropisés

Il s'agit des grandes unités écologiques de la Planète où l'homme intervient fort peu (cueillette alimentaire, pêche, bois) ou alors très involontairement (en étant à l'origine de dépôts atmosphériques) ; ce qui correspond aux forêts, prairies, steppes, parcours... pour les biomes terrestres et aux écosystèmes océaniques pour le domaine aquatique. Dans ces conditions, ces milieux sont le siège de cycles biogéochimiques, soit naturellement contrôlés, soit dans lesquels la régulation se fait d'elle-même lorsque les écosystèmes sont temporairement déréglés. Ils peuvent donc servir de références, notamment lorsque l'on est amené à évaluer le poids des interventions anthropiques dans le fonctionnement biogéochimique.

- Dans le domaine continental, le choix s'est porté sur l'étude des écosystèmes forestiers, qui sont constitués d'espèces pérennes et longévives. Ils ont été retenus parce que ces milieux, en particulier dans le domaine tempéré depuis les années 1980, ont fait l'objet de nombreux travaux en relation avec les changements climatiques constatés et surtout avec l'apparition de phénomènes dits des « pluies acides ». Mais ils nous intéressent aussi dans le cadre de ce rapport du fait que, grâce à des cycles biogéochimiques mettant en jeu de faibles stocks mais des flux élevés, ils restent à la fois très performants et durables au niveau de la production ligneuse au moins dans le court terme (forêts pseudo-naturelles ou traitées de manière extensive). Ceci fera l'objet du chapitre 5.1.

- Un second chapitre (5.2) portera sur les écosystèmes océaniques, bien que l'accent essentiel soit mis dans ce rapport sur les milieux continentaux. Mais cela permettra de rappeler les liens existant entre la terre et la mer (et ce, dans les deux sens) et toute l'importance dans le futur de la biogéochimie marine au plan du fonctionnement de l'ensemble de la surface de la Planète. Ceci étant, il est bon de rappeler que ce rapport n'aborde pas les relations atmosphère-hydrosphère qui gouvernent notamment les problèmes de changement climatique et d'effet de serre, car celles-ci ont fait l'objet de très nombreuses études qui ont été déjà rapportées dans les divers travaux du Giec (IPCC).

SOUS-CHAPITRE 5.1

Écosystèmes forestiers

JACQUES RANGER*

1 Cycles biogéochimiques dans les écosystèmes forestiers

1.1 Aspects généraux et définitions

Les cycles biogéochimiques représentent un ensemble de mécanismes conduisant à la circulation permanente de l'eau et des éléments entre les différents compartiments d'un écosystème. Ces mécanismes se produisent à différentes échelles spatiales et temporelles.

Le fonctionnement général avec ses trois phases classiques : biologique, biochimique et géochimique (*cf.* introduction) est décrit par un modèle conceptuel à compartiments et à flux qui permet de quantifier l'évolution de tout compartiment à partir de la somme algébrique des flux entrants et sortants, et d'établir des bilans entrées-sorties pour des échelles spatiales et temporelles fixées (Ranger et Turpault, 1999) (figure 5.1-1). Ce modèle permet en outre d'estimer certains flux actuellement inaccessibles à la mesure, tel le prélèvement d'éléments par un peuplement arboré adulte.

*Ce texte a bénéficié des contributions de Marc Benoît, Nathalie Bréda, Étienne Dambrine, Jean-Luc Dupouey, Alain Franc, Jean Garbaye, Frédéric Gérard, André Granier, Guy Landmann, Denis Loustau et Francis Martin.

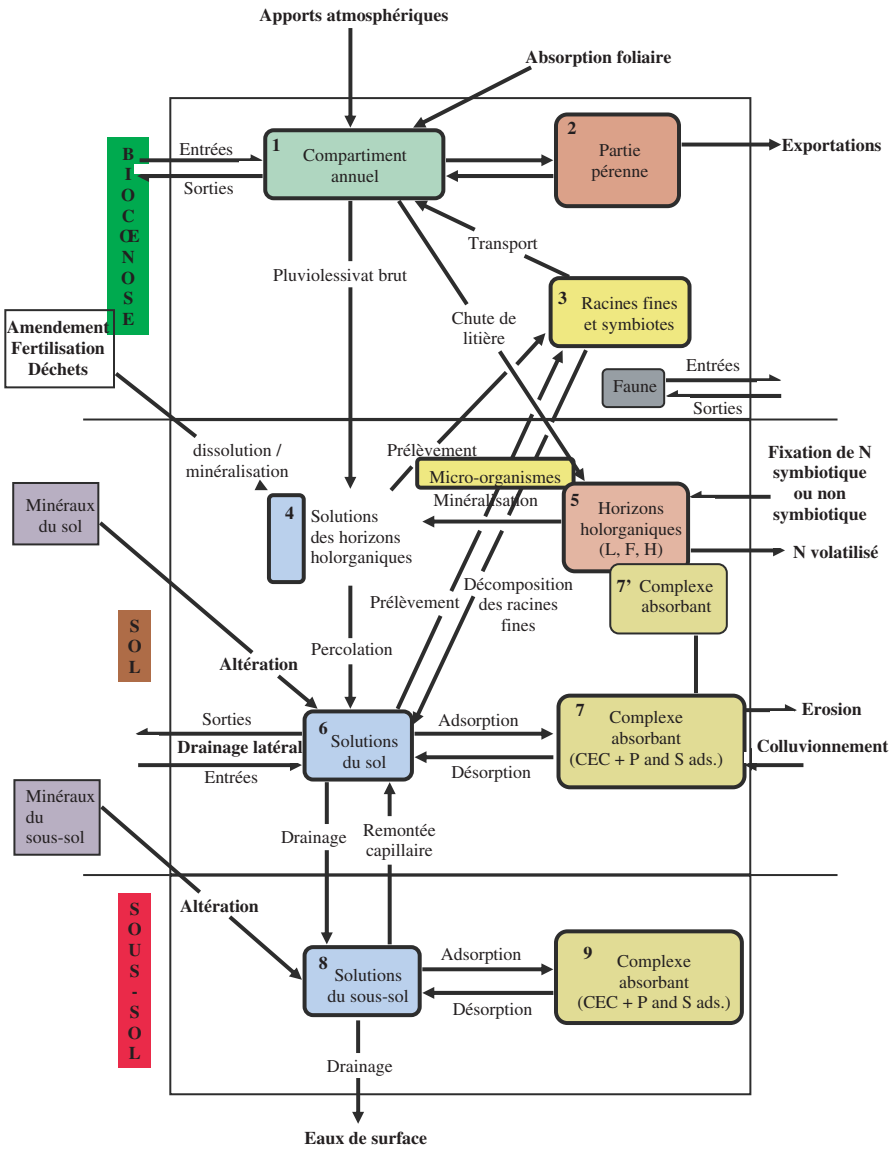


Figure 5.1-1
Modèles à compartiments et à flux simplifié.

Dans les écosystèmes forestiers naturels ou traités extensivement, les cycles biogéochimiques s'avèrent particulièrement performants puisqu'ils permettent une production brute durable dans des écosystèmes où les réserves nutritives totales sont souvent limitées (cas des sols boréaux et tempérés), voire très limitées

(cas des sols tropicaux). Une faible quantité d'éléments circulant « rapidement » dans le système, avec des durées de retour à l'état minéral initial allant de quelques jours (éléments solubles récrétés par les feuillages comme le potassium) à quelques centaines d'années au maximum (éléments immobilisés dans les bois de tronc) assure l'essentiel des besoins nutritifs des plantes.

Cette caractéristique intrinsèque des cycles biogéochimiques, qui explique une adaptation remarquable à diverses situations, a une contrepartie : toute gestion forestière qui conduirait à la diminution de la taille du pool actif mettrait en danger le système.

Les processus du cycle biogéochimique sont relativement bien connus et ont été quantifiés dans les grands types d'écosystèmes naturels, ou anthropisés. On peut citer, historiquement, les programmes PIB (Programme Biologique International), puis MAB (Man and Biosphere) de l'Unesco. Ces travaux ont conduit à une quantification des compartiments et des flux (Ulrich, 1973, Ranger *et al.*, 2002) et à une typologie des différents éléments nutritifs dont l'efficacité des différents sous-cycles traduit un comportement spécifique (Switzer *et al.*, 1968) : fort recyclage biologique pour tous les éléments majeurs, partie géochimique très limitée pour le phosphore, dont le cycle est très conservatif, faible recyclage biochimique pour le calcium, pour lequel l'arbre semble toujours très dépendant du prélèvement au sol (figure 5.1-2).

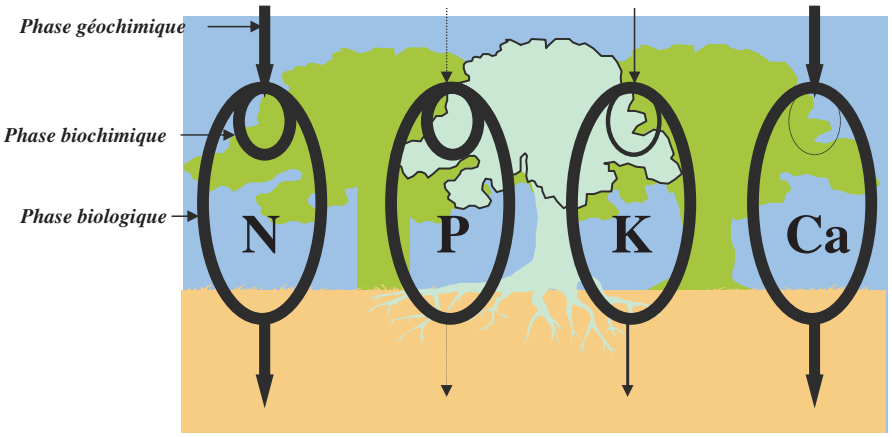


Figure 5.1-2
Typologie des éléments majeurs dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

De façon générale, il est remarquable de constater que l'introduction d'essences allochtones à l'écosystème ne se traduit pas par une « rupture » à court terme des cycles biogéochimiques. Cette observation a été faite dans des

écosystèmes traités semi-intensivement (pessière, douglasaie, pineraie tempérées), mais également dans des plantations monoclonales d'Eucalyptus traitées à courte rotation (< 10 ans) représentant un des plus forts degrés d'artificialisation (Laclau *et al.*, 2005).

Pour autant, la capacité de régulation des cycles biogéochimiques peut se trouver prise en défaut. L'apparition, au milieu des années 1980, de symptômes aigus de carence magnésienne dans les montagnes d'Europe moyenne sur substrat acide (Vosges, Forêt-Noire, Harz, etc.) (Landmann et Bonneau, 1995) a contribué à donner corps à l'inquiétante « prophétie » du Pr B. Ulrich, qui annonçait dès la fin des années 1970 que les dépôts atmosphériques acides faisaient courir un risque majeur aux forêts européennes. On sait aujourd'hui que la réalité était plus complexe. À l'évidence, nombre de symptômes et manifestations délétères observées dans la nature n'avaient rien à voir avec la pollution atmosphérique, mais relevaient d'interactions complexes entre milieu, sylviculture et contraintes hydriques répétées (1976, 1983, . . .), voire parfois avec l'action de ravageurs. Fort heureusement, les peuplements fortement déficients en magnésium (des surfaces de quelques dizaines de milliers d'hectares dans le seul massif des Vosges) n'ont que rarement périclité, et souvent même se sont plus ou moins rétablis. Mais l'alerte a motivé (partout en Europe, et notamment en France) :

- un effort important de recherche sur les cycles biogéochimiques, ce qui nous permet notamment de disposer de mesures de flux et de bilans d'éléments nutritifs pour divers écosystèmes ;
- la mise en place, à partir du milieu des années 1980 de dispositifs de suivi continu (« monitoring ») des forêts, dont certains (particulièrement le réseau Renecofor) comportent des paramètres très utiles à la connaissance des cycles biogéochimiques.

Vingt ans après le lancement des recherches sur les effets des dépôts atmosphériques sur les cycles biogéochimiques, diverses questions importantes restent en suspens. Il y a bien sûr de nombreuses questions sur les processus biogéochimiques, mais les lacunes les plus manifestes concernent peut-être le comportement des arbres :

- *Comment expliquer les fortes variations temporelles de l'intensité des symptômes de carence, alors que la disponibilité des éléments nutritifs au niveau du sol est réputée en forte baisse dans certains cas* (par exemple Ca et Mg dans beaucoup de sols acides du nord-est de la France) ?
- *Comment expliquer qu'une forte augmentation de la productivité forestière* (bien établie pour de nombreuses essences (Spiecker *et al.*, 1996)

depuis un siècle) *ne se soit pas traduite par des conséquences plus marquées au niveau de la nutrition minérale* ? Il faut cependant nuancer ce propos dans la mesure où diverses études montrent une détérioration de la nutrition calcique et magnésienne et une amélioration de la nutrition azotée (exemple des hêtraies du Nord-Est).

Ces questions renvoient aux interactions entre la physiologie de l'arbre et le cycle des éléments minéraux.

1.2 Importance des cycles dans les différentes fonctions de l'écosystème

Le recyclage intense et permanent des éléments prélevés au sol conduit à une relative stabilité de la disponibilité des éléments nutritifs dans un écosystème forestier ; mais le rôle joué par les trois phases du cycle est différent suivant l'élément considéré (figure 5.1-2).

1.2.1 Phase géochimique du cycle

Les apports atmosphériques sont généralement présentés sous leur angle négatif, mais ils peuvent représenter des flux supérieurs à ce que l'altération des minéraux peut produire. C'est le cas du calcium en sol acide par exemple. Il n'en reste pas moins vrai que les apports acides ou générateurs d'acidité sont nocifs pour les écosystèmes les plus pauvres. Les apports d'azote ammoniacal sont en particulier toujours acidifiants pour un écosystème, quel que soit le devenir de l'élément (Reuss et Jonhson, 1986).

Les sorties par drainage représentent des pertes pour l'écosystème forestier et des gains pour les écosystèmes situés à l'aval. La perte d'éléments par drainage est faible dans un écosystème à l'équilibre traduisant le couplage entre les fonctions de production et de consommation. Quand elles existent, les pertes sont négatives pour la fertilité absolue du sol, mais peuvent être positives pour les écosystèmes aquatiques si les apports correspondent à des éléments d'intérêt, et négatives dans le cas du transfert de substances indésirables.

1.2.2 Phase biologique du cycle

Le recyclage par les restitutions au sol de débris organiques riches en carbone et en éléments nutritifs est un processus essentiel du fonctionnement des

sols forestiers en général, acides en particulier. En effet, c'est une voie essentielle d'apport au sol d'un flux régulier de carbone, d'azote, d'alcalins et d'alcalinoterreux. Ces derniers auraient disparu des horizons superficiels des sols très acides car, d'une part, les minéraux altérables sont en quantité très limitée et, d'autre part, leur compétitivité vis-à-vis de l'aluminium pour se maintenir sur le complexe absorbant est faible. On conçoit l'importance de ce mécanisme pour la nutrition minérale des écosystèmes à faibles intrants, car les racines sont concentrées dans cette zone du sol.

La récrétion correspond à l'interaction entre la pluie et les éléments solubles dans les cellules végétales des organes des sommets des arbres. Ce mécanisme, s'apparentant à l'échange d'ions, joue un rôle essentiel dans le cycle du potassium, élément régulant la neutralité électrique de la vacuole. Le potassium non engagé dans des molécules organiques stables peut ainsi circuler très rapidement dans l'écosystème. Il pourrait être remplacé par le sodium dans des écosystèmes où le potassium est très peu abondant.

Le développement d'un mat radiculaire et mycélien dense, colonisant les horizons holorganiques du sol, joue le rôle d'un véritable filtre pour les solutions transférées à ce niveau. Ce processus permet un recyclage très rapide d'éléments et évite le transfert vers les horizons minéraux en particulier quand leurs caractéristiques ne leur permettent pas de retenir les ions (cas des sols tropicaux sableux).

1.2.3 Phase biochimique du cycle

Les végétaux pérennes possèdent la particularité de recycler par voie interne une très grande partie des éléments indispensables à leur développement (N et P par exemple) quand les organes cessent d'être actifs : tous les organes sont concernés, feuilles, écorces et bois (Nambiar et Bowen, 1986). La quantification de ces flux et leur variation en fonction des essences et de leur état nutritif restent mal connues.

Les grandes fonctions du sol vont donc très largement dépendre de l'efficacité des cycles :

- *fonction de production* très dépendante des flux recyclés dans tous les types de sols en système extensif, car ils régulent la biodisponibilité des éléments nutritifs ;
- *fonction écologique* telle que la capacité d'accueil des organismes (biodiversité), dont les répercussions sont très importantes sur le recyclage même des éléments *via* la biodégradation des matières organiques, l'altération

biologique des minéraux et l'absorption par les arbres des éléments ainsi mobilisés (rôle central du cortège des champignons symbiotiques formant les mycorhizes avec les racines fines) ;

– *fonctions environnementales* telles que le stockage du carbone organique, le stockage ou relargage d'éléments en fonction de l'évolution des conditions de milieu (par exemple de l'acidification), ou le maintien de la qualité des eaux de surface dépendant en amont de la capacité du sol à neutraliser les acides.

1.3 La régulation et/ou le contrôle des cycles

La régulation, voire le contrôle des cycles, y compris dans les écosystèmes les plus simples, sont mal connus. Elle dépend de facteurs externes, facteurs physiques tels que le climat et la nature de la roche mère du sol, déterminant la disponibilité potentielle de la ressource nutritive pour les chaînes trophiques, et de facteurs internes, tels que la présence et l'activité de groupes fonctionnels en relation avec les conditions de milieu.

1.3.1 Régulation et contrôle physique

Le changement global, en modifiant le climat, la concentration atmosphérique en CO_2 et d'autres gaz à effet de serre, et de façon indirecte les ressources en eau, devrait conduire à des modifications substantielles du contrôle biophysique des cycles. Là où les conditions de fertilité le permettent, la productivité terrestre primaire est appelée à augmenter en réponse au CO_2, qui est limitant pour la plupart des plantes terrestres, entraînant un accroissement des restitutions organiques au sol et un changement de leur composition biochimique. La réponse des processus édaphiques à cet accroissement en termes d'altération et de biodisponibilité minérales est plus difficile à prédire. Au-delà de cet effet à court terme, c'est la capacité d'adaptation des espèces composant les écosystèmes terrestres qui conditionnera l'évolution des cycles biogéochimiques.

1.3.2 Régulation et contrôle biologique

Le contrôle biologique dépend des interactions entre organismes, connues sous le terme générique d'allélopathie, qui se traduit par l'activation spécifique d'organismes ou de groupes d'organismes, et l'apparition ou la disparition de fonctions remarquables. C'est en particulier le cas de l'activation ou de l'inhibition des organismes nitrifiants qui va avoir de fortes répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème avec des conséquences potentiellement importantes

sur leur pérennité. Par exemple, l'inhibition de l'activité de la flore nitrifiante par les graminées se traduit par une diminution des pertes potentielles par l'écosystème (Nzila *et al.*, 2002).

1.3.3 Rôle des aménagements

Les aménagements forestiers, bien que s'appuyant de façon croissante sur une analyse des contraintes écologiques (et misant sur des espèces ligneuses adaptées aux conditions locales), perturbent les écosystèmes et leur fonctionnement, en modifiant l'ensemble des facteurs physiques et biologiques, changeant les ressources, privilégiant certains processus, ou certains groupes biologiques fonctionnels, modifiant fortement les équilibres entre compétition et complémentarité, développant des stress dont les rétro-effets diffèrent avec les groupes. Les substitutions d'essences ou l'élimination de la végétation spontanée peuvent se traduire par des modifications du contrôle des cycles biogéochimiques, avec des répercussions potentielles sur la durabilité des écosystèmes.

1.4 Conclusions sur l'état de l'art

Le cycle biogéochimique représente un *ensemble de processus adaptatifs* très efficaces optimisant l'efficience des éléments pour la production de biomasse au travers de recyclages performants. Le résultat est une apparente frugalité des peuplements forestiers, qui ont en fait des besoins annuels élevés. La conséquence est la relative vulnérabilité de ce système, pour lequel une déplétion limitée du sol ou un déficit de recyclage interne à la plante peut avoir des conséquences importantes et rapides.

La plante joue un rôle fondamental dans le fonctionnement du sol, d'un côté par le « contrôle » de la microflore et d'un autre par le rôle majeur des restitutions tant aériennes que souterraines. Ces processus fondamentaux orientent les cycles majeurs du carbone, de l'azote et par conséquent ceux des cations.

Les différentes approches ont permis d'améliorer les connaissances dans le domaine très sensible du fonctionnement actuel des sols. Les mesures de flux permettent de quantifier ce fonctionnement et soulignent la précarité et le caractère dynamique de l'équilibre de l'écosystème : les classiques notions de climax paraissent éloignées de la réalité écologique.

La quantification globale de l'énergie, de l'eau et des éléments mis en jeu dans la production végétale est relativement précise, mais les relations avec le fonctionnement et l'évolution des écosystèmes sont encore largement méconnues. Or, ce sont précisément ces relations qui permettront de généraliser les

données obtenues sur des systèmes particuliers, entre autres par le développement de modèles prévisionnels.

2 Les axes de recherche en vue d'améliorer la connaissance et la prévision

2.1 Considérations d'ensemble

Les écosystèmes forestiers possèdent des spécificités de comportement liées à la dimension des arbres, à la longévité des peuplements, et/ou à des traitements le plus souvent extensifs. Ces spécificités se traduisent au niveau de l'écosystème lui-même et dans ses relations avec l'environnement, orientant concepts et méthodes d'approche :

Plusieurs échelles spatiales sont à envisager :

- *l'écosystème homogène* étudié globalement et/ou au niveau de ses sous-systèmes actifs (humus et rhizosphère en particulier) ;
- *la mosaïque* d'écosystèmes homogènes caractérisant l'entité écologique du paysage ;
- *le bassin versant* qui, outre la possibilité de mosaïque d'écosystèmes, permet d'examiner les relations entre les écosystèmes terrestres et les écosystèmes aquatiques.

Le facteur temps est tout aussi complexe à définir :

- *pas de temps instantané* : fonctionnement par pulsions liées à des épisodes particuliers (stress climatiques qui peuvent se traduire par des « flushs » chimiques modifiant le fonctionnement des cycles) ;
- *moyen terme* : effet de pratiques sylvicoles mal voire inadaptées, telles que les exportations des récoltes non compensées, les substitutions d'essences ou le fait d'en privilégier, la mécanisation pouvant se traduire par une dégradation physique du sol ;
- *long terme* : tendance évolutive graduelle sous l'influence de facteurs naturels (climat) ; successions végétales qui conduisent aux cumuls négatifs, ou au contraire à la restauration naturelle des écosystèmes, dans un environnement instable.

2.2 Les axes de recherche à développer

Ils concernent les aspects suivants :

- les compartiments ou les flux entre compartiments ;
- le fonctionnement de ce système écologique, en particulier aux interfaces peuplement-atmosphère (entrée d'éléments à partir de l'atmosphère), sol-peuplement (rhizosphère), sol-sous-sol (transfert vers les eaux de surface ou les aquifères), et sa variabilité en fonction des milieux ;
- la prise en compte du facteur temps : fonctionnement instantané *vs* intégré ; tendances évolutives à moyen, voire à long terme, dans un environnement changeant ;
- les échelles supérieures d'organisation des espaces (paysages) ;
- la prévision, soit par des simulateurs complexes, soit par des indicateurs plus simples.

Il ne faut pas négliger le rôle important des outils : métrologie, modélisation, ainsi que le transfert des résultats de la recherche vers le développement, de façon à valider les conclusions et redéfinir le cas échéant des hypothèses nouvelles à tester.

2.2.1 Le déficit de connaissances sur les compartiments de l'écosystème, les flux entre compartiments et leur stabilité en fonction du stade de développement des écosystèmes et du milieu physique

Ces recherches concernent toutes les fonctions du sol et de l'écosystème. Les processus d'apport, de transport, les transformations métaboliques végétales ou hétérotrophes et les transformations géochimiques modifient la composition isotopique des principaux éléments biogènes comme le carbone, l'oxygène, l'hydrogène ou l'azote. Pour autant que ses compartiments source aient des signatures isotopiques différentes, la composition isotopique d'un compartiment donné renseigne donc sur ses processus de formation et de décomposition et, dans le cas d'isotopes instables comme le ^{14}C, sur son temps de renouvellement. Ces modifications isotopiques ne sont pas encore toutes comprises, ni même sans doute décrites ; mais les mieux connues ont permis de quantifier les principaux flux du cycle du carbone, de l'eau et de l'oxygène. La discrimination

des flux de CO_2 océan-atmosphère, continent-atmosphère et au sein de ceux-ci la partie biogéniques des flux provoqués par la combustion des hydrocarbures fossiles, sont des exemples d'actualité (Bousquet *et al.*, 2000).

Les matières organiques du sol (MOS) : les sols forestiers sont toujours riches en matières organiques, du fait que le travail du sol est limité ou inexistant. Les MOS conditionnent directement ou indirectement l'activité biologique et la géochimie. Leur stabilité, leur fonctionnalité, leur réactivité restent très largement méconnues. Les travaux récents montrent la pertinence des recherches visant à coupler les cycles du carbone et de l'azote dans les processus de biodégradation. Les outils isotopiques permettent un traçage de matières organiques et autorisent une « re-visite » des grands processus de biodégradation et la dynamique du transfert d'éléments entre les différents compartiments de l'écosystème (Zeller *et al.,* 2000).

Les solutions du sol sont d'excellents indicateurs du fonctionnement actuel des écosystèmes. Elles constituent la solution nutritive des végétaux et, à ce titre, sont importantes pour la production végétale. Les solutions de sol ont aussi une fonction environnementale, car leur réactivité vis-à-vis des phases solides et leur transfert dans le sol contrôlent le transfert d'éléments chimiques vers les eaux de surface ou les nappes phréatiques. De nombreuses inconnues persistent, en particulier sur leur temps de résidence dans les différentes porosités du sol (Gérard *et al.,* 2004) et leur réactivité en relation avec la phase organique dissoute, particulaire et solide. La modélisation couplée des processus biogéochimiques et des processus de transfert doit à terme permettre de simuler la composition chimique des solutions de sol. Cependant, le préalable passe notamment par la mesure des propriétés hydrodynamiques du sol associée à l'utilisation de traceurs performants du transfert des solutés, et par une meilleure caractérisation du compartiment organique et de ses interactions avec la phase minérale. De plus, la modélisation couplée biogéochimie-transferts nécessite le développement de modèles mathématiques et informatiques très complexes, en évolution permanente, et d'utilisation aussi conviviale que possible.

Les apports atmosphériques de protons et d'éléments générateurs d'acidité, participent à **l'acidification des sols**, dont les effets varient avec le statut édaphique de l'écosystème, le climat et les aménagements sylvicoles : ce phénomène, qui est un processus naturel susceptible d'affecter *tous* les sols forestiers et agricoles des régions humides du globe, est de plus en plus étudié (*cf.* encadré 5.1-1). Cependant, les interactions directes entre plantes supérieures et basse atmosphère restent mal connues : les houppiers des arbres fixent des éléments, en particulier de l'azote, dont le rôle va dépendre de l'état de saturation de l'écosystème en cet élément et de l'équilibre nutritif des végétaux. L'effet du cumul à long terme de polluants atmosphériques divers, tels les éléments traces métalliques ou organiques, demeure inconnu.

Encadré 5.1-1

Acidité et acidification des sols forestiers

Définition

L'acidification du sol résulte de l'apport direct ou indirect de protons et a pour conséquence une diminution de son alcalinité déterminant sa capacité à neutraliser les acides, autrement dit de son pouvoir tampon. Le sol se comporte comme un mélange d'acides et de bases faibles dont les pK_a et le pouvoir tampon dépendent de la composition et des proportions des minéraux primaires, des argiles et de la matière organique. La dissolution des minéraux primaires et la désaturation du complexe d'échange constituent les deux mécanismes privilégiés de neutralisation de l'acidité.

Origines de l'acidification des sols

1. L'acidification des sols est un processus naturel, inéluctable dans les sols à drainage profond :
   - la pluie en contact avec le CO_2 atmosphérique a un pH de 5,6 (apport très limité de protons < 0,1 kmol $H^+.ha^{-1}$; efficace à l'échelle de temps géologique) ;
   - les émissions soufrées des volcans évoluent dans l'atmosphère en acide sulfurique ;
   - l'altération oxydante de matériaux contient de la pyrite qui libère de l'acide sulfurique ;
   - l'activité des êtres vivants produit notamment des nitrates ; la respiration et la libération d'acides organiques, lors de la décomposition des litières, produisent des acides faibles dans le sol ; le prélèvement de cations élimine des alcalins et alcalin-terreux et libère dans le sol des protons ;
   - il y a découplage entre production d'éléments (azote minéral et/ou cations) et consommation biologique.
2. Les activités humaines peuvent augmenter l'acidification des sols en rapport avec :
   - les aménagements pour les productions agricoles et forestières qui influent directement ou indirectement sur l'acidification des sols :
     - par le prélèvement de nutriments caractérisé par un excédent de cations,
     - par les exportations par les récoltes,

  - par le choix des essences dont les litières génèrent des humus plus ou moins actifs, et dont l'aptitude à la capture des pollutions atmosphériques est plus ou moins élevée,
  - par les apports d'engrais acidifiants (ammoniacaux en particulier) (dont l'impact réel est limité en forêt extensive) ;
- les activités domestiques et industrielles qui génèrent des produits acides ou générateurs d'acidité dans l'atmosphère (H^+, NO_x, SO_2) ou après leur dépôt sur les écosystèmes (cas de $NH_4{}^+$).

L'amélioration de la quantification des différents flux entrants et sortants est indispensable pour l'établissement des bilans environnementaux, qui constituent des outils majeurs pour la simulation de l'évolution des écosystèmes (Ranger et Turpault, 1999). Un point particulier concerne l'établissement de bilans de protons, moteur de l'évolution des sols et en particulier leur établissement à des échelles temporelles courtes, car le découplage entre production et consommation conduit à des réactions qui ne sont pas prises en compte dans les bilans intégrés sur des durées longues (cas notamment des nitrates).

2.2.2 Fonctionnement des écosystèmes forestiers : interactions entre milieu physique et acteurs biologiques

Étude des mécanismes

Le déficit de connaissance est important dans la compréhension du fonctionnement actuel des écosystèmes. Ce milieu complexe a été abordé de manière disciplinaire et le couplage ou les interactions entre le milieu physique et les acteurs biologiques, ou entre les différents cycles, représentent un enjeu majeur de l'écologie fonctionnelle.

L'objectif est de caractériser les fonctions des différents acteurs microbiologiques dans la décomposition des matières organiques, l'altération des minéraux du sol et l'absorption grâce au complexe mycorhizien des éléments ainsi mobilisés. Il s'agit de trois points clés du fonctionnement des cycles biogéochimiques, déterminant *in fine* tous les flux sol-plante et les contraintes pour l'environnement.

Les difficultés sont importantes car les acteurs biologiques sont très nombreux et appartiennent à des groupes variés (bactéries, champignons, protozoaires,

nématodes, micro-arthropodes, vers de terre) et leur rôle dépend des conditions du milieu (naturelles ou induites par la gestion), de l'activité des chaînes trophiques et des organismes éventuellement concurrents.

Beaucoup de bactéries sont inconnues, car non cultivables dans l'état actuel de nos connaissances ; l'étude de la structure génétique et fonctionnelle des communautés bactériennes du sol passe donc obligatoirement par l'analyse de l'ADN et de l'ARN, directement extraits et purifiés à partir du sol et de la rhizosphère. Sur quelques écosystèmes modèles, l'inventaire des millions de gènes présents (et des milliers de micro-organismes porteurs) sera réalisé (exploitation des génomes entiers et métagénomique (Martin *et al.* 2004)).

Une détermination simultanée des flux de carbone et d'azote (par analyse isotopique), des concentrations de métabolites (par spectrométrie de masse), des activités enzymatiques (par les dosages à haut débit), de l'ADN (identification taxonomique) et de l'ARN (profils d'expression génique), devrait permettre à terme d'évaluer l'activité des réseaux mycéliens, des cortèges mycorhiziens et des communautés fongique et bactérienne du sol sur certains sites-ateliers. Les recherches sur des « organismes modèles » permettront d'étudier l'activation des fonctions de mobilisation et d'assimilation, ainsi que certains des réseaux de gènes responsables. Il ne sera jamais possible d'étudier indépendamment les différents acteurs du milieu naturel et leurs interactions en relation avec l'état du milieu physique. Le passage par les communautés responsables de fonctions (groupes biologiques fonctionnels) et la recherche de marqueurs de fonction est indispensable. La modélisation sera un outil incontournable à ce niveau, mais il est avant tout nécessaire de dresser l'inventaire des espèces et fonctions présentes et de développer les concepts facilitant l'interprétation des interactions multiples gérant ces communautés microbiennes.

Contrôle des populations de micro-organismes par les végétaux supérieurs

Les végétaux supérieurs, ligneux ou graminées, peuvent stimuler ou inhiber l'activité de certains organismes ou groupes d'organismes. Ces mécanismes « allélopathiques » sont connus, mais l'origine de ce contrôle n'est pas clairement établie (médiateurs chimiques issus des exsudats racinaires ou de la décomposition des litières, autres ?). Dans le domaine forestier, ce contrôle est très important sur tous les cycles, avec à l'origine un contrôle des cycles du carbone et de l'azote. Pour l'azote, l'orientation vers l'ammonification ou la nitrification conduit à des fonctionnements très spécifiques et à des contraintes très différentes sur l'environnement. Par exemple, le découplage entre la production et la consommation de nitrates peut conduire à des nitrates résiduels, à l'origine d'une forte acidification du sol. Cette acidification diminue la qualité du sol et se

traduit potentiellement par des contraintes aux écosystèmes aquatiques (toxicité Al) (Probst *et al.*, 1990).

Biodiversité fonctionnelle

Les travaux ont porté sur les écosystèmes les plus simples, mais le besoin de connaissance sur les systèmes hétérogènes se développe à cause d'une demande sociétale (refus des monocultures) et de présomptions de la meilleure stabilité des systèmes complexes dans le cadre des évolutions climatiques.

Les travaux sur la complémentarité, la compétition, les synergies et les antagonismes sont indispensables pour tester l'hypothèse d'une stabilité et d'une résilience accrues des systèmes complexes par rapport aux systèmes simples. Des travaux en microcosme peuvent se développer sur des plantes de petite taille ; pour les végétaux forestiers, il est urgent de mettre en place des expérimentations, au risque de fortement retarder la capacité de répondre aux attendus scientifiques.

Prise en compte du facteur temps

Fonctionnement instantané *vs.* intégré ; tendances évolutives à moyen, voire à long terme (*cf.* encadré 5.1-2).

Encadré 5.1-2

Quelques temps caractéristiques des écosystèmes forestiers

Végétation

Successions végétales naturelles (climatiques, catastrophiques) : de quelques centaines à un, voire plusieurs milliers d'années.

Restitutions de litière aérienne et souterraine : annuelle.

Décomposition des MO fraîches :

- feuilles/aiguilles : de 1 à 5 ans ;
- rameaux et branches : 3 à 20 ans en fonction de leur dimensions et du milieu ;
- troncs : 20 à 100 ans en fonction de leur dimension et de leur milieu ;
- souches et racines grossières : de une à quelques dizaines d'années ;
- *turn-over* des MOS : de 10 ans à plusieurs milliers d'années.

Sol

Modification du pouvoir tampon du sol issu de la dissolution des minéraux primaires : de quelques centaines à quelques milliers d'années.

Désaturation du complexe absorbant du sol :

- liée à un flush de nitrification : instantané ;
- liée à l'acidification : quelques années.

Temps de résidence de l'eau du sol :

- eau libre : quelques heures à quelques jours ;
- eau liée : de quelques jours à quelques années en fonction de l'intensité de sa liaison avec la phase solide.

Le fonctionnement des cycles biogéochimiques varie très fortement avec le temps : les fluctuations liées au climat moyen et à l'activité biologique sont globalement connues. Cependant, les difficultés résultent de l'intégration des phénomènes suivants :

- phénomènes très graduels liés à l'évolution naturelle d'un écosystème : c'est l'exemple classique de l'acidification des sols qui correspond à la perte progressive de leur pouvoir tampon par destruction des minéraux primaires et désaturation du complexe absorbant (*cf.* encadré 5.1-1). Les principaux processus en cause sont les apports atmosphériques toujours acides (la pluie à l'équilibre avec le CO_2 atmosphérique a un pH de 5,6), l'accumulation de matière organique dans le sol, le transfert d'acides organiques, la minéralisation de l'azote organique, la respiration des organismes du sol, le prélèvement par les arbres, et les exportations par les récoltes ;

- perturbations liées aux aménagements : les aménagements pour la production de bois se traduisent toujours par une exportation d'alcalins et d'alcalino-terreux accrue, directe (récolte) ou indirecte (pertes par drainage), qui correspond à une acidification des sols. Celle-ci dépend du degré d'intensification de la sylviculture. Les bilans environnementaux quantifient cette contrainte et permettent de fournir des recommandations pour en limiter les effets ;

– phénomènes peu fréquents et aléatoires observables sur des pas de temps très courts. Ce sont par exemple les flushs de nitrification/dénitrification, ou les anoxies momentanées. Leur mise en évidence nécessite une observation continue, rarement réalisée. Ils correspondent à des dysfonctionnements momentanés liés à des stress physiques. Ils peuvent se traduire par des modifications brutales du potentiel d'oxydoréduction du milieu, ou par un flux important de protons ;

– effets sur le moyen et le long terme de contraintes d'intensité limitée, mais continues. Le changement global provoqué par les activités humaines et l'effet de serre induit, est une modification continue de l'ensemble des facteurs climatiques (température, précipitation, rayonnement), accompagnée d'une augmentation de la concentration en CO_2 atmosphérique, éventuellement d'une pollution diffuse. Les dépôts atmosphériques (dépôts acides et, plus généralement, acidifiants, dépôts azotés, métaux lourds et polluants organiques), dont certains sont en fort recul grâce aux mesures prises pour réduire les émissions, mais dont d'autres (notamment les polluants azotés) resteront une source de préoccupation pour une ou deux décennies encore. Les changements globaux affectent directement l'ensemble des processus biologiques et biogéochimiques et modifient le spectre des ressources primaires disponibles pour le compartiment producteur des écosystèmes. Le temps de réponse des différents processus à ces modifications est variable d'un processus à l'autre et il est difficile de prédire l'évolution à long terme de la partie continentale des cycles biogéochimiques. Les effets de rétroaction et les couplages local-global sont complexes, nombreux et encore mal pris en compte dans les modèles climatiques disponibles. Il semble cependant que la dynamique à long terme des processus de transformation dans le sol contrôle la réponse à long terme des écosystèmes continentaux ...(Medlyn, *et al.,* 2000). Potentiellement, ces effets à moyen et long terme représentent des facteurs de déstabilisation qui risquent de mettre en difficulté la capacité de résilience des écosystèmes forestiers ;

– perturbations majeures, mais peu fréquentes, d'origine biologique (attaques parasitaires massives) ou physique (tempêtes, canicule, stress hydrique majeur par déficit ou excès). Ces dernières peuvent avoir des conséquences de grande ampleur sur la structure, voire la composition des peuplements (disparition d'espèces) et modifient ainsi brutalement les flux de masse et d'énergie échangés dans le système sol-végétation-atmosphère (Granier *et al.*, 2000). Le retour à un état de quasi-équilibre (qui correspond à l'utilisation optimale des ressources disponibles, lumière-eau-éléments minéraux) se fait avec une cinétique qu'il convient de mieux connaître. Ceci concerne en particulier la reconstitution de l'indice foliaire et de l'enracinement des arbres, les deux interfaces clés dans les échanges sol-arbre-atmosphère. Certains de ces phénomènes

pourraient voir leur fréquence augmenter dans le contexte des changements climatiques.

L'étude des usages anciens des sols et des paysages peut aussi apporter des indications importantes pour la compréhension du fonctionnement des écosystèmes actuels et pour la prévision des conséquences futures des usages actuels. Cette *écologie de la mémoire*, qui nécessite souvent des apports de la paléoécologie, diffère cependant de la paléoécologie en ce que son objet est centré sur les écosystèmes actuels ou futurs. Elle est basée sur le constat que l'usage des sols et des paysages a considérablement changé au cours des derniers millénaires, et que ces évolutions d'usage ont pu modifier l'épaisseur, la fertilité, la faune et la microflore des sols, de sorte qu'elles ont toujours des conséquences sur le fonctionnement actuel des sols. Les travaux déjà aboutis concernent par exemple les relations entre fertilité actuelle des sols et érosion à l'époque néolithique, entre l'occurrence de la nitrification dans les sols forestiers acides et leur fumure ancienne sur les terres replantées en forêt à la fin du XIXe siècle (Jussy *et al.,* 2002) ou les relations entre l'usage des sols à l'époque gallo-romaine et la biodiversité floristique actuelle des écosystèmes forestiers. Des développements importants peuvent être attendus sur l'ensemble de la biodiversité, dans la mesure où les différences de biodiversité floristiques sont très probablement les moteurs, et les reflets d'une biodiversité faunistique et microbiologique. Mais l'approche peut probablement aussi s'appliquer aux écosystèmes aquatiques dont les contours et les modes d'alimentation ont très considérablement varié au cours du temps. Le développement de cette discipline nécessite sans doute une plus grande intégration de l'écologie et des sciences sociales, afin de mieux définir les usages passés et de mieux comprendre leur temporalité.

Le poids et le cumul de ces phénomènes instantanés et/ou peu fréquents sont méconnus et leurs conséquences en termes d'évolution, de fonctionnement et de stabilité des écosystèmes restent à évaluer. Par exemple, l'incidence à moyen et long terme d'évènements climatiques extrêmes (sécheresse, tempête) sur la démographie des peuplements (élimination des individus les plus dominants par exemple), la sélection d'individus voire d'espèces au sein de l'écosystème (résineux *vs.* feuillus) est progressivement renseignée à chaque évènement extrême, comme cela fut le cas après la tempête de 1999. Mais les conséquences sur les cycles biogéochimiques sont difficiles à quantifier, d'autant que les pratiques culturales sont elles aussi perturbées par de tels évènements (accumulation de rémanents après tempêtes, abandon en forêt de bois morts après dépérissement). Enfin, les mécanismes sous-tendant les réponses différées des arbres (rôle des composés de réserves), des humus, des éléments minéraux sont encore mal connus. Ainsi, des recherches sont encore nécessaires pour mieux comprendre et prendre en compte ces effets différés, à la fois sur les taux de mortalité et sur le fonctionnement (parfois amélioré) des individus surmontant de telles crises.

2.2.3 Aspects spatiaux : organisation des paysages

Les processus du fonctionnement des cycles biogéochimiques sont spécifiques des échelles spatiales considérées. Les écosystèmes forestiers ou agricoles ont été étudiés individuellement à l'échelle de la parcelle. Les mosaïques d'écosystèmes ont peu été abordées malgré la pertinence de cette échelle au plan du fonctionnement biologique voire biogéochimique, par exemple par le fait que l'isolement ou le contact de populations pourrait avoir un rôle sur les cycles biogéochimiques, ou environnemental, parce que la qualité de la ressource en eau est fortement reliée à l'occupation de l'espace.

La notion de paysage n'est pas d'acception générale. Elle est par exemple dérivée de la notion de biogéocénose de l'école de géographie russe développée dans les années 1950 en parallèle avec la notion d'écosystème, à laquelle elle ajoute une dimension spatiale (Sukatchev et Dylis, 1964). Elle recouvre notamment le mode d'occupation d'un territoire, en privilégiant la dimension spatiale, à l'échelle de quelques ha à km^2. On peut y reconnaître plusieurs couches d'information : la topographie et le milieu physique, les formations végétales, et l'occupation humaine. L'arrangement spatial des différents compartiments (forêts, prairies, cultures, cours d'eau) n'est pas le fruit du hasard. La compréhension de l'histoire des paysages, sur un plan naturaliste et géologique, peut conduire à une meilleure compréhension des distributions spatiales des terroirs, comme dans l'exemple des alvéoles granitiques du Massif Central, schéma utilisé pour la caractérisation des stations forestières par Franc et Valadas (1990). Cet exemple rappelle que les paysages ont une logique spatiale cartographiable, qu'il est possible d'expliciter, pour trouver des motifs répétitifs, qui servent de pièces élémentaires au puzzle des paysages.

Une dimension importante de la recherche en écologie des paysages est de mieux cerner les notions de fragmentation et d'échanges entre compartiments, et leurs impacts sur la durabilité des communautés dont c'est l'habitat. Cette fragmentation, notamment d'origine anthropique, influence fortement les cycles directement (par les transports atmosphériques à courte et moyenne distance depuis des agrosystèmes jusqu'aux écosystèmes forestiers, et par les flux de circulation d'eau, d'éléments et de micro-organismes à l'échelle de facettes paysagères et bassins versants) ou indirectement (au niveau des interactions entre compartiments).

Pour les recherches focalisées sur la ressource en eau, l'organisation spatiale des écosystèmes pourrait être étudiée comme variable de contrôle des flux, thème de recherche émergent au sein des zones ateliers françaises consacrées aux ressources en eau (Adour, Moselle, Piren-Seine, Rhône).

2.2.4 La prévision, soit par des modèles complexes, soit par des indicateurs simples et intégrateurs

La modélisation doit se développer en tant qu'outil de questionnement, de prévision et de simulation de l'effet des pratiques sylvicoles. L'interaction avec l'observation doit être constante.

La formalisation des données de l'écologie est indispensable pour la généralisation des conclusions par le biais du développement de modèles prévisionnels. Cet outil devrait permettre de caractériser des fonctionnements à partir d'un nombre restreint d'écosystèmes de référence, dont l'étude aura été approfondie dans le cadre d'approches pluridisciplinaires.

Certains réseaux d'observation recueillent des informations indispensables à la validation des modèles élaborés dans les conditions énoncées ci-dessus.

L'étape suivante sera de simplifier ces modèles dans des simulateurs utilisables dans des situations où les informations sont moins abondantes que dans les sites-ateliers de recherche. Les bases de données des réseaux d'observation seront utilisées à ce niveau pour paramétrer les simulateurs dans une plus large gamme d'écosystèmes et de contextes pédoclimatiques.

In fine, des indicateurs simples devraient pouvoir être identifiés à partir d'une analyse de la sensibilité des simulateurs à la variation des paramètres clés.

2.2.5 Recherche méthodologique

Le concept de l'approche expérimentale simplificatrice, classiquement utilisé, montre ses limites dans ce type de recherche. Le développement d'outils permettant des observations *in situ*, prenant en compte les interactions et les rétroactions et leur évolution au cours du temps, doit s'intensifier. L'approche expérimentale en conditions contrôlées joue un rôle complémentaire décisif dans l'explication des observations, mais ne peut se substituer à l'observation directe d'écosystèmes. Les dispositifs expérimentaux doivent présenter les caractéristiques requises pour les tests d'hypothèses. La manipulation de ces écosystèmes est un outil indispensable pour tester les interactions : manipulation de l'état hydrique, du niveau de CO_2 atmosphérique, de la température, du niveau de fertilité du sol, de la macro- et de la microflore, ou de la faune.

Le fonctionnement « instantané » et les tendances à moyen, voire à long terme, y seront explorés.

Un effort métrologique certain et soutenu dans le temps doit être consenti pour la démarche *in situ* associant les sites lourds de recherche (qui doivent devenir des laboratoires d'écologie « hors les murs »), les observatoires sur le moyen, voire le long terme pour valider les modèles et identifier les indicateurs pertinents.

Un enjeu est alors la construction d'une stratégie d'échantillonnage de ces sites pour évaluer la pertinence des choix réalisés. Un exercice collectif de typologie des écosystèmes et des flux en cause serait un préalable important.

L'utilisation d'outils tels que les isotopes doit se développer, en associant plusieurs d'entre eux pour identifier le rôle des différents paramètres physiques ou biologiques, en jouant sur la sensibilité au fractionnement ou non des diverses réactions chimiques impliquées dans les grands processus biologiques ou physiques.

Conclusion et recommandations

La connaissance et la prévision du comportement des écosystèmes forestiers nécessitent une approche systémique directe *in situ*. Les difficultés sont importantes compte tenu de la structure spatiale et de la durée du développement de ces écosystèmes. C'est cependant la seule approche qui permette la prise en compte des facteurs principaux et des interactions multiples et évolutives. Il est évident que l'étude des mécanismes passe par des approches expérimentales très contraintes venant en appui des observations *in situ*.

Les résultats actuels conduisent à une bonne description du fonctionnement biogéochimique des écosystèmes et permettent d'émettre des recommandations pour leur gestion. Il reste cependant beaucoup à faire pour arriver à l'identification de tous les processus, à la quantification précise des flux, et à une modélisation fonctionnelle et prévisionnelle.

Il s'avère nécessaire de faire évoluer les recherches pour que les résultats deviennent opérationnels. Cela passe par :

- le développement de la pluridisciplinarité : les interactions entre végétation, micro-organismes et milieu physique nécessitent une approche multidisciplinaire à différentes échelles de temps et d'espace ;
- l'amélioration des sites expérimentaux : les sites ateliers supportant les recherches en écologie doivent être conçus de façon à ce que les résultats soient irréprochables. Ce sont alors de véritables laboratoires d'écologie ;

– la mise en réseau des observations : les sites ateliers sont le siège de recherche approfondies, mais la variabilité des facteurs du milieu y est par définition la plus faible possible. Les réseaux permettent d'explorer cette variabilité et de tester le poids des facteurs du milieu ;

– le développement d'outils de modélisation. La modélisation a, en effet, un double rôle : c'est un outil de recherche qui permet de tester des hypothèses, mais c'est aussi un outil d'aide à la décision apte à simuler des scénarios de gestion.

Cette orientation sous-entend la mobilisation sur le long terme de moyens significatifs humains et matériels ; le développement des observatoires de recherche en environnement constitue à cet effet un signal important (*cf.* chapitre 10.2).

Références bibliographiques

Bousquet P., Peylin P., Ciais P., Le Quéré C., Friedlingstein P. et Tans PP. (2000). Regional Changes in Carbon Dioxide Fluxes of Land and Oceans Since 1980. *Science*, **290** : 1342-1346.

Franc A. et Valadas B. (1990). Stations forestières et paysages : les granites du Massif central. *Revue Forestière Française, XLII,* **4** : 403-416.

Gérard F., Tinsley M. et Mayer KU. (2004). Préferential flow revealed by hydrologic modelling based on predicted hydrolic properties. *Soil Sci Soc Am J*, **68** (4) : 1526-1538.

Granier A., Loustau D. et Bréda N. (2000). A generic model of forest canopy conductance dependent on climate, soil water availability and leaf area index. *Annals of Forest Science*, **57** : 755-765.

Julien *et al.* (2005). L'acidification des sols. *In* Girad MC., Walter C., Rémy JC., Berthelin J. et Morel JL. (coord). *Sols et environnement*, Dunod, Paris.

Jussy JH., Koerner W., Dambrine E., Dupouey JL. et Benoit M. (2002). Influence of former agricultural land use on net nitrate production in forest soils. *European J Soil Science*, **53** : 367-374.

Laclau JP., Ranger J., Deleporte P., Nouvellon Y., Saint-André L., Marlet S. et Bouillet JP. (2005). Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and an adjacent savanna ecosystem in Congo. 3. Input-output budgets and consequences for the sustainability of the plantations. *For Ecol Manage*, **210** 1-3 : 375-391.

Landmann G. et Bonneau M. (eds) (1995). *Forest decline and atmospheric deposition effects in the french mountains*. Springer, Berlin.

Martin F., Tuskan Ga., Difazio Sp., Lammers P., Newcombe G. et Podila G. (2004). Symbiotic sequencing for the Populus mesocosm : DOE tackles the genomes of endomycorrhizal Glomus intraradices and ectomycorrhizal Laccaria bicolor. *New Phytologist*, **161** : 330-335.

Medlyn B., McMurtrie RE., Dewar R. et Jeffreys MP. (2000). Soil processes dominate the long term response of forest net primary productivity to increased temperature and atmospheric CO_2 concentration. *Canadian Journal of Forest Research*, **30** : 16.

Nambiar EKS. et Bowen GD. (1986). Uptake, distribution and retranslocation of nitrogen by Pinus radiata from ^{15}N labelled fertilizer applied to podzolized sandy soil. *Forest Ecology and Management*, **15** : 269-284.

Nzila JD., Bouillet JP., Laclau JP. et Ranger J. (2002). The effects of slash management on the nutrient cycling and tree growth in *Eucalyptus* plantations in the Congo. *For Ecol Manage*, **171** (1-2) : 209-221

Probst A., Massabuau JC., Probst JL. et Fritz B. (1990). Acidification des eaux de surface sous l'influence des précipitations acides : rôle de la végétation et du substratum, conséquences pour les populations de truites. Le cas des ruisseaux des Vosges. *CR Ac Sci*, **311**, Série II : 405-411.

Ranger J. et Turpault MP. (1999). Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *For Ecol Manage*, **122** (1-2) : 139-154.

Ranger J., Allié S., Gelhaye D., Pollier B., Turpault MP. et Granier A. (2002). Nutrient budgets calculated for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France). Conclusions after six years of measurements in a chronosequence of stands. *For Ecol Manage*, **171** (1-2) : 3-16.

Reuss JO. et Johnson DW. (1986). Acid deposition and the acification of soils and waters. *Ecol Studies,* **59** : 119. Springer, Berlin.

Spiecker H., Mielikaìnen K., Köhl M. et Skovsgaard JP. (eds) (1996). *Growth trends in European forests*. Springer, Berlin, 372 p.

Sukatchev V. et Dylis N. (1964). *Foundamentals of Biogeocenology*. Oliver and Boyd, Edimburgh.

Switzer GL., Nelson LE. et Smith WH. (1968). The mineral cycling in forest stands. 9 p. *In* : Tenessee Valley Authority. Forest Fertilisation, p. 1-9.

Ulrich B. (1973). *Influence de la fertilisation sur le cycle des éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers*. C.R. Congrès IUFRO.FAO, Paris 1973, p. 23-34.

Zeller B., Colin-Belgrand M., Dambrine E., Martin F. et Bottner P. (2000). Decomposition of ^{15}N-labelled beech litter and fate of nitrogen derived from litter in a beech forest. *Oecologia*, **123**, 4 : 550-559.

SOUS-CHAPITRE 5.2

Écosystèmes océaniques

PATRICK RAIMBAULT

Les grandes questions qui motivent les recherches océanographiques à l'aube du troisième millénaire sont la compréhension du rôle de l'océan dans la régulation du climat, dans le cycle des éléments naturels et des polluants, et dans la gestion des ressources. L'impact médiatique et scientifique de l'accroissement de l'effet de serre suffit à montrer à quel point nos sociétés se sentent concernées par les changements du climat, les perturbations ou modifications du milieu et les possibilités de les prévoir. Le rôle de l'océan est particulièrement important en raison de sa superficie (il occupe près des quatre cinquièmes de la planète) et parce qu'il est l'un des principaux réservoirs d'un élément majeur impliqué dans l'effet de serre, le carbone. Plus de la moitié de la population vit près de la mer et en tire une partie significative de ses ressources. La gestion rationnelle de la planète passe aussi par celle de l'océan qui est une composante essentielle de notre environnement

Face au problème de l'augmentation du gaz carbonique atmosphérique et de ses conséquences sur le climat, il y a maintenant consensus sur la nécessité de prendre en considération, dans l'estimation des échanges air-mer, le flux de carbone associé au processus de photosynthèse, mais également à l'ensemble de la chaîne trophique pélagique et benthique. Cet enjeu implique de connaître le fonctionnement intrinsèque de l'ensemble des zones marines tant côtières qu'océaniques, des eaux superficielles au domaine profond, nécessitant

une connaissance approfondie de la circulation des masses d'eau, de la chimie et de la biologie et des interactions océan-atmosphère, ainsi que du rôle des sédiments (*cf.* encadré à la fin du chapitre).

La complexité de l'écosystème marin et la pluralité des mécanismes qui les gouvernent sont un *défi* qui ne peut être relevé que par une approche résolument pluridisciplinaire. Les phénomènes chimiques et biologiques sont tellement imbriqués, les rétroactions entre les différents compartiments biologiques tellement fortes et modulées par les processus hydrodynamiques et les interactions avec l'atmosphère, que leur étude a conduit à l'émergence d'une nouvelle branche de l'océanographie, *la biogéochimie marine*, dont le développement passe par la collaboration entre biologistes, chimistes, géochimistes et physiciens. Mais les observations, dépendantes des capacités d'échantillonnage sur le terrain, apparaissent souvent insuffisantes pour décrire correctement et expliquer les différents processus. Le développement de modèles numériques est nécessaire pour faire le lien entre la description et la quantification, mais également pour la compréhension complète des phénomènes souvent « sous-observés ».

La biogéochimie, l'écologie et la biodiversité marine sont trois disciplines qui ont évolué de façon parallèle, avec, jusqu'à récemment, très peu d'interactions. Toutefois, les trois disciplines convergent actuellement, de façon très rapide. À titre d'exemple, la plupart des modèles biogéochimiques modernes incluent de nombreux processus écologiques, représentés ou non de façon explicite (par exemple : production, broutage, respiration, excrétion), ainsi que des types planctoniques fonctionnels, lesquels relèvent de la biodiversité. Depuis une dizaine d'années, la biologie moléculaire est incontournable en océanographie et certaines des contributions les plus importantes faites au cours de la décennie passée ont utilisé les nombreux outils qu'elle a mis à notre disposition. Très récemment, l'application de la génomique a également ouvert un champ nouveau d'applications.

C'est dans le cadre des études de processus, des mécanismes et des flux que s'est nouée l'articulation entre ces disciplines. Le principe de la *pompe biologique* (moteur du flux de carbone dans la colonne d'eau) est en sans doute « la clé de voûte », mais plusieurs autres aspects sont apparus.

La plurisdisciplinarité a semble-t-il été en faveur de certains « outils » disciplines au détriment de certaines disciplines fondamentales (biologie, chimie, optique) qui n'ont pas été assez encouragées. Enfin, l'effort de rationalisation des méthodes d'études (*Core parameters*) s'est avéré particulièrement néfaste pour l'étude du rôle des producteurs secondaires et tertiaires en raison de l'inadéquation des méthodologies des années 1980 aux problèmes de description *in situ*. De plus, la perte progressive de l'expertise taxonomique (départs à la retraite non remplacés) et l'absence d'une politique suivie d'équipements et de

remise à niveau des équipes actives sont des handicaps majeurs à l'étude des communautés planctoniques et benthiques.

1 Disciplines concernées et leur évolution

1.1 Chimie, géochimie et marqueurs organiques

La géochimie, minérale comme organique, est une discipline qui cherche à comprendre et quantifier des processus et des flux dans l'océan (flux de matière et d'eau, passage dissous/particulaire...). En déployant une panoplie de traceurs chimiques et isotopiques – que l'ont sait analyser de plus en plus finement –, la géochimie a pris un essor important ces dernières années. Avec l'avènement des ICP/MS à multi-collection, des mesures de traceurs nouveaux et prometteurs sont développées par les géochimistes. Ces appareils ont permis de mettre en évidence que des *fractionnements* – pour la plupart d'origine biologique – affectent les éléments en trace de type métaux de transition, c'est-à-dire bien plus lourds que le carbone ou l'azote pour lesquels ces fractionnements sont reconnus depuis longtemps. Compte tenu du rôle essentiel que peuvent jouer certains de ces métaux dans la vie, comprendre ces fractionnements (origine, impact et en retour comment ils peuvent tracer des mécanismes d'apport, de transformation de la matière) est un enjeu important des prochaines années. En outre, ces appareils permettent d'augmenter significativement la résolution spatiale et temporelle des données acquises.

Dans le domaine de la chimie marine (gaz dissous dont CO_2, éléments : phosphore, azote, silicium, carbone, soufre, éléments en trace), un effort important a été accompli tant au niveau de la précision des mesures, que de leur nombre, pour quantifier les **transferts (flux) à l'interface océan-atmosphère**. L'incertitude sur la connaissance des émissions d'origine océanique (biogénique) du sulfure de diméthyle (DMS) est l'une des grandes faiblesses dans la représentation du cycle du soufre, qui pourrait être à court terme comblé par le développement de modèles biogéochimiques du cycle du carbone plus complexes, représentant explicitement les processus de production et de transformation du DMS.

Poussée par une évolution des méthodes d'analyse (méthode de traceurs désormais applicable pour les éléments ^{14}C, ^{13}C, ^{15}N), les géochimistes organiciens ont centré leur attention sur la **matière organique dissoute**, dévoilant peu à peu sont rôle important dans le cycle du carbone mais aussi de l'azote et sans doute du phosphore dissous. **L'atmosphère s'est avérée la voie prépondérante de transport de matière continentale** (naturelle ou anthropique) au milieu

marin, notamment hauturier. Ces travaux ont contribué à mettre en évidence la réponse marine rapide aux perturbations environnementales (*via* l'atmosphère).

Il est primordial d'élargir les approches de biogéochimie organique à l'ensemble du système océanique et à ses diverses *interfaces* (par exemple : eau-sédiment, continent-milieu côtier, etc.). Il convient notamment d'améliorer la caractérisation (au niveau moléculaire) de la matière organique particulaire, et d'intégrer les processus de diagenèse précoce qui contrôlent l'enregistrement sédimentaire de l'activité biologique sous-jacente. Par exemple utiliser certains lipides d'origine biogène (lipides phytoplanctoniques ou bactériens, . . .) ou anthropique (hydrocarbures pétroliers) comme « empreintes moléculaires » spécifiques d'une origine ou d'un processus d'évolution (physique, chimique ou biologique). Ces composés, ou leurs produits de dégradation, peuvent permettre de définir l'origine (végétale/animale, marine/terrestre, anthropique/naturelle) et le devenir (voies, mécanismes et vitesses de transformation/minéralisation, transfert) de la matière organique particulaire dans les écosystèmes modernes et anciens.

L'amélioration de l'outil « marqueur organique » passe notamment par :

- l'identification de nouveaux marqueurs d'organismes sources (par exemple : phytoplancton, bactéries aérobies et anaérobies) et de processus de (bio)dégradation ;
- l'étude de la spécificité et des modes d'apparition des biomarqueurs en fonction des conditions environnementales (par exemple : présence ou absence d'oxygène), permettant éventuellement de les proposer comme proxy.

1.2 Biologie et écologie fonctionnelle : développement des approches moléculaire et génomique

En océanographie biologique, le rôle de la pompe biologique a vu un développement important des études concernant les facteurs de limitation de la production primaire et le rôle de la boucle microbienne pour comprendre le fonctionnement des écosystèmes pélagiques. On est ainsi passé d'une *conception pyramidale* des chaînes alimentaires, où le transfert d'un maillon à l'autre jouait un rôle central, à une *conception beaucoup plus circulaire* où la plupart de la matière est recyclée, alors que le transfert d'un maillon à l'autre est très faible (et par là même difficilement mesurable). Les différents compartiments formant cette boucle microbienne ont été peu à peu mis en lumière et, dans une

deuxième phase, on a pu les quantifier grâce à des techniques telles que la microscopie à épifluorescence, la cytométrie en flux ou l'HPLC (chromatographie liquide haute performance).

Les découvertes se succèdent au gré des évolutions techniques qui permettent d'accéder à l'infiniment petit et montrent une diversité de formes et de fonctions biologiques insoupçonnées. La microbiologie marine a considérablement évolué au cours des dix dernières années par l'introduction des outils cellulaires et moléculaires et grâce au développement de nombreux outils analytiques. Les techniques de biologie moléculaire ont permis d'explorer la diversité des micro-organismes marins, celles de la cytométrie ont permis de mieux estimer la biomasse et sa dynamique dans la plupart des milieux océaniques ainsi que la structure morphologique et physiologique de ces communautés.

Nos connaissances sur la diversité des communautés océaniques qu'elles soient virales, procaryotiques ou eucaryotiques, ont progressé de manière spectaculaire depuis les années 1990 grâce à l'utilisation des méthodes moléculaires. Le clonage et le séquençage du gène de l'ARN ribosomal chez des populations naturelles ont permis de révéler l'incroyable diversité des bactéries et des eucaryotes océaniques. D'autres techniques plus rapides à mettre en œuvre, telles que la DGGE (*Denaturing Gradient Gel Electrophoresis*) ou la SSCP (*Single-Strand Conformation Polymorphism*), permettent d'obtenir une image des différentes communautés. Pour chacun des groupes taxonomiques, qu'ils correspondent à des espèces cultivées ou non cultivées, des méthodes telles que l'hybridation fluorescente *in situ* (FISH) permettent de déterminer leur abondance dans divers écosystèmes océaniques et d'en déduire leurs habitats préférés. La PCR (*Polymerase Chain Reaction*) quantitative semble plus intéressante dans le cadre de campagnes océanographiques car elle permet d'estimer rapidement l'abondance de groupes spécifiques sur un grand nombre d'échantillons.

La génomique, c'est-à-dire l'analyse soit de génomes complets, soit de grands fragments génomiques, est de loin l'approche la plus complète et la plus riche pour nous permettre d'avoir une vue d'ensemble du potentiel métabolique des organismes du milieu océanique, qu'elle soit appliquée à des organismes isolés en culture (bactéries hétérotrophes, cyanobactéries, phytoplancton eucaryote) ou bien directement à des échantillons naturels (écogénomique, métagénomique). Cependant, la mise en œuvre des approches génomiques est lourde et coûteuse et encore réservée aux centres de séquençage.

Les avancées récentes liées au développement des méthodes moléculaires nous ont donc permis d'améliorer très nettement notre vision de la diversité des micro-organismes présents et ont contribué à changer notre vision de la structure et du fonctionnement de certains systèmes océaniques. Mais ces découvertes et

ces concepts restent essentiellement qualitatifs. Des progrès importants restent à faire dans la connaissance de ces micro-organismes, tant au niveau de leur biodiversité que de leur fonction. Il est indispensable d'inventer de nouvelles approches culturales pour permettre l'isolement des micro-organismes inconnus et permettre ainsi leur caractérisation physiologique, métabolique et génétique. Cette étape est essentielle pour définir le potentiel biotechnologique d'un micro-organisme.

On sait en effet que des bactéries phylogénétiquement proches peuvent avoir des potentialités métaboliques très différentes, voire être ou pas capable de réaliser un processus. C'est dans le domaine de la mesure des processus et des flux (respiration, photosynthèse, calcification, fixation d'azote) que les méthodes de la biologie moléculaire sont sans doute les plus difficiles à mettre en œuvre mais aussi très prometteuses. En effet, jusqu'à présent la plupart de ces flux sont mesurés après incubation en bouteille, ce qui induit des artefacts et des biais considérables. Avec la biologie moléculaire, on devrait accéder directement à l'activité des gènes impliqués dans ces processus. Par exemple, on peut quantifier l'ARN messager par PCR quantitative ou bien avec des puces à ADN.

Il est donc vital, en relation avec l'étude des cycles biogéochimiques, de déterminer :

- la taille ;
- la composition intrinsèque de la communauté génétiquement apte à réaliser un processus ;
- la taille de sa fraction réellement active ;
- mais également de visualiser et de suivre l'évolution de la diversité au sein d'un groupe fonctionnel, *via* l'étude d'un gène de fonction.

Mais, si l'on veut appréhender correctement le transfert de carbone vers les couches profondes à long temps de résidence et vers le sédiment, il est essentiel de prendre en compte le régime de production basée sur la production nouvelle, à forte exportation de matière carbonée, carbonatée, siliceuse, principal support des niveaux trophiques supérieurs.

À ce titre, les années récentes ont vu la mise en avant de processus ou de variables qui n'étaient pas jugés déterminants dans le cycle du carbone. *Il est désormais admis que le nitrate ne constitue pas la seule ressource limitante dans la biosphère marine : le phosphate, le silicate et le fer sont des éléments critiques en certaines zones et périodes*. La fixation d'azote dépendant de dépôts d'aérosols dans les zones océaniques devient un sujet d'importance.

– **Azote** : le cycle de l'azote est certainement un des plus simples et des mieux connus, car intensément étudié dès le début de l'océanographie moderne. Mais le développement récent de techniques sophistiquées (marquage isotopique, biologie moléculaire) a permis d'améliorer le niveau de résolution dans le temps et l'espace, notamment pour les activités bactériennes. La fixation d'azote moléculaire (diazotrophie) longtemps considérée comme un processus mineur dans les cycles biogéochimiques, apparaît maintenant jouer un rôle non négligeable dans les bilans globaux.

– **Fer :** *l'ère moderne de la biogéochimie du fer* a démarré en 1989 et son rôle dans le conditionnement de la capacité l'océan à absorber le gaz carbonique de l'atmosphère a été démontré de manière éclatante au cours des expériences américaines IRONEX I et II. Sa très faible concentration dans l'eau de mer limite souvent la croissance des micro-algues et cela a de grandes implications au niveau du cycle du carbone et du climat. La complexité de la réactivité de cet élément chimique dans l'eau de mer rend son étude très difficile, cependant des progrès ont été réalisés pendant la dernière décennie, notamment pour comprendre les mécanismes mis en œuvre par le phytoplancton pour le capter. *Le fer doit être considéré comme un élément nutritif à part entière,* aussi bien dans les investigations à lancer que dans les travaux de modélisation.

– **Phosphore** : à l'aube des années 1990, le paradigme universel affirmait que l'azote limitait la production primaire en milieu océanique. Cependant des travaux de plus en plus nombreux démontrent que le phosphore devient limitant à certaines périodes de l'année ou de manière permanente en certains milieux (Méditerranée, par exemple). La limitation en phosphate apparaît comme un facteur clé dans la structuration du réseau trophique et dans l'exportation du carbone vers l'océan profond.

– **Silicium** : des équipes nationales ont largement contribué à la mise en évidence du rôle majeur joué par les diatomées dans la pompe biologique de carbone de l'océan mondial, et par l'acide silicique dans le contrôle de la production exportée (développement de l'outil ^{32}Si).

– **UV** : au-delà des études circonstancielles liées au trou d'ozone, de nombreuses études ont montré que les UV avaient un rôle clé et permanent dans la dynamique des populations, en particulier bactériennes, dans la couche 0-20 m (mortalité, réparation ADN).

Finalement ce sont les colimitations par ces différents éléments qui structurent probablement la fixation du carbone en mer ouverte. Là encore, les découvertes les plus récentes complexifient la vision pyramidale de la *zone limitation* (par l'azote).

2 | Cas du domaine profond

L'essentiel des efforts en biogéochimie marine, au cours des dernières décennies, a porté sur la zone *euphotique*. Ceci s'explique par le fait que cette zone est en contact avec l'atmosphère et est visible depuis l'espace (télédétection). Elle est le siège de la synthèse de matière organique par le phytoplancton d'où il y a exportation de matière organique vers l'océan profond. Toutefois, la plus grande partie du matériel exporté de la zone euphotique est reminéralisée dans la partie supérieure de la couche mésopélagique, si bien que les éléments chimiques fixés par la photosynthèse reviennent rapidement dans les eaux de surface sous forme de CO_2, nutriments, etc. Si l'aspect spectaculaire et l'espoir de découvertes financièrement rentables ont nettement favorisé les travaux consacrés au domaine profond concernant les zones d'hydrothermalisme, on peut donc déplorer que les processus exercés dans les systèmes qui constituent le volume majeur de l'océan global soient totalement ignorés. En effet, les processus exercés dans les eaux intermédiaires et profondes, ainsi qu'à l'interface eau-sédiment en milieu océanique non perturbé, ne sont pratiquement pris en compte que depuis plus d'une décade. Cette désaffection peut être expliquée à la fois par les difficultés d'étude du domaine océanique profond, impliquant un équipement spécifique, et par des activités métaboliques instantanées très faibles. Pourtant, les sédiments marins interviennent de façon déterminante dans les cycles biogéochimiques océanique de tous les éléments majeurs sous différentes échelles de temps.

Dans le domaine benthique peu profond, les avancées les plus significatives concernent la mise en évidence de l'aspect qualitatif de la relation entre la matière organique particulaire et ses consommateurs méio- et macrofauniques. Les descripteurs classiques de cette matière (c'est-à-dire, carbone et azote organique) s'avérant peu signifiants de la valeur nutritive du pool organique sédimentaire, de nouveaux paramètres et de nouvelles méthodes ont été recherchés pour mieux évaluer les facteurs déterminant la production secondaire benthique.

Le domaine abyssal a longtemps été considéré comme un environnement pauvre, exempt de variations spatiales ou temporelles, caractérisé par des énergies cinétiques basses. Au cours des deux dernières décennies, le développement technologique des engins de prélèvements et de mesures (pièges à particules, carottiers multitubes, landers, ...) a totalement modifié cette image, révélant l'existence d'un couplage très net entre l'océan superficiel et les fonds abyssaux. La dynamique des transformations dans ce réservoir (à des échelles de temps de l'ordre du millénaire) est donc de première importance pour comprendre et quantifier le rôle de l'océan lors des changements survenus au cours des cycles climatiques et des temps géologiques. Dans le contexte du changement climatique, il faut donc considérer non seulement l'exportation (de la zone

euphotique) mais la séquestration (sous la pycnocline permanente), ce qui requiert (a) un effort expérimental de quantification des flux verticaux (vers le bas et vers le haut) et des processus dans la couche mésopélagique, en vue de leur intégration dans les modèles, et (b) une approche numérique de simulation intégrée de l'océan.

3 Les apports continentaux et l'interface côte-large

L'étude du lien continent-océan depuis les bassins versants jusqu'au milieu marin côtier et hauturier est nécessaire en particulier afin de définir le devenir des apports de matière des grands fleuves dans l'océan côtier et plus largement vers l'océan global. Tous les composés qui entrent dans les cycles biologiques (C, N, P, S, O_2, Si, éléments traces, . . .) ou qui sont liés à la matière organique (argiles, ballasts minéraux) doivent être étudiés, tant leur importance est cruciale dans le devenir des apports fluviatiles sur la marge. On sait que *plus de 80 % des éléments en phase particulaire sont transportés pendant les crues* et il y a une différence importante entre la montée et la décrue. La perspective du changement climatique en cours risque de modifier substantiellement le devenir des apports fluviatiles dans l'océan côtier : modification du régime hydrologique des fleuves, érosion accrue, phénomènes météorologiques extrêmes (tempêtes, canicules), hausse des températures hivernales aux latitudes tempérées peuvent changer le mode de transfert des éléments depuis les fleuves vers l'océan côtier. À titre d'exemple (*cf.* encadré 5.2-1), l'augmentation de la fréquence des tempêtes, en influant sur la resuspension des sédiments, peut concourir au transport des sédiments superficiels vers le plateau continental et la pente ou accroître la minéralisation du matériel organique dans la colonne d'eau oxygénée. De même, le changement des régimes d'apport d'eau douce couplé à un accroissement des charges en nutriments peut engendrer des désoxygénations de l'eau de fond consécutives à un accroissement du métabolisme benthique et des flux à l'interface eau-sédiment.

La zone côtière*, de la bordure littorale des continents à l'océan ouvert, comprenant le plateau continental et la pente continentale jusqu'à la plaine abyssale, aussi définie sous le terme de marge continentale, représente une zone clé pour la compréhension des cycles biogéochimiques globaux*. Elle est le siège d'une production marine importante, pélagique et benthique, liée aux caractéristiques océanographiques propres à ces zones mais aussi très dépendantes des échanges avec le continent, l'océan ouvert, l'atmosphère et le substrat.

Encadré 5.2-1

Le comportement des radionucléides dans les cycles biogéochimiques : le rôle des sédiments

Dominique Boust et Sabine Charmasson

L'utilisation de l'énergie nucléaire a conduit à l'introduction dans les milieux aquatiques de radionucléides aux propriétés physicochimiques variées. Nombre d'entre eux ont une propension marquée à s'associer aux particules sédimentaires. Ils en partagent par là même la dynamique (dispersion, advection horizontale) jusqu'à leur dépôt au fond des océans, des lacs et des cours d'eau (décantation, enfouissement). Si cette séquestration sédimentaire des radionucléides apparaît comme un processus épurateur de la colonne d'eau, elle n'est pas cependant sans effets potentiels sur les composantes vivantes des sédiments ni, par voie de conséquence, sur les écosystèmes aquatiques dont ils sont partie intégrante.

Après leur enfouissement, et en l'absence de tout phénomène perturbateur, les radionucléides fournissent de précieux marqueurs *stratigraphiques* : pour peu qu'on sache juger de la qualité de l'enregistrement sédimentaire, ils inscrivent les grands événements de l'ère nucléaire dans l'histoire de la planète. Ils peuvent aussi être remobilisés par des processus naturels (diffusion, diagenèse, remise en suspension sous l'effet des crues des fleuves ou des tempêtes) ou induits par les activités humaines (dragages, chalutages). Les sédiments apparaissent alors comme des sources secondaires, distales (éloignées des points sources), diffuses et différées, de radionucléides pour la colonne d'eau.

La compréhension du devenir des radionucléides associés aux sédiments nécessite une bonne connaissance des processus physiques et biogéochimiques à l'œuvre dans les milieux concernés ; en retour, le fait qu'ils impliquent des radionucléides a aussi parfois considérablement contribué à la compréhension des dits processus. Pour atteindre cet objectif, les équipes devront renforcer leur expertise et leurs moyens techniques selon différents axes de recherche complémentaires, comme par exemple :

Décrire les modes d'association entre radionucléides et particules sédimentaires

L'effort doit être poursuivi pour développer l'imagerie électronique (MET/MEB) et les techniques de micro-analyse qui l'accompagnent (microsondes. . .). Même si les radionucléides restent sous leurs limites de détection,

ils n'en permettent pas moins d'étudier la morphologie et la répartition spatiale des phases porteuses, paramètres nécessaires à la compréhension de leur réactivité et aux calculs de dose aux micro-organismes.

L'identification des phases porteuses par voie chimique est une approche indispensable. Cependant, la plupart des techniques d'extractions séquentielles utilisées pour déterminer la partition solide des radionucléides ont simplement été reprises sans validation à partir de celles appliquées aux éléments stables (le plus souvent des métaux donnant des cations simples). Des travaux récents ont montré qu'une méthode d'extraction séquentielle adaptée à l'étude de la partition solide du plutonium et scrupuleusement validée, pouvait conduire à une révision profonde de la réactivité de cet élément au cours de la diagenèse des sédiments marins anoxiques (Boust *et al.* (1997) ; Lucey *et al.* (2004) ; Gouzy (2004)).

Les données sur les concentrations en radionucléides artificiels dans les eaux interstitielles sont rares. Cela constitue une limite à la compréhension de leur réactivité après dépôt. Cette difficulté peut être en partie levée quand des isotopes stables ou des analogues chimiques existent, ou par contamination expérimentale. Les modèles de spéciation ne permettent généralement pas de rendre compte des réactions d'insolubilisation, de précipitation, de complexation dans des systèmes aussi complexes.

Comprendre et quantifier les processus à prendre en compte

Le retour vers la colonne d'eau de radionucléides initialement fixés et enfouis dans les sédiments fait l'objet d'un consensus au moins par analogie avec ce qui est connu du comportement des éléments stables. La quantification des flux benthiques ne peut être réalisée que dans des cas favorables. Il reste alors à identifier les processus induisant ces flux benthiques : diffusion, recyclage de phases porteuses, bioturbation, érosion. . . L'exemple du plutonium en mer d'Irlande est particulièrement révélateur. L'activité en plutonium dissous dans l'eau de mer est majoritairement due (98 % en 2002) à son émission vers la colonne d'eau depuis les sédiments. Paradoxalement, les travaux de McDonald *et al.* (2001) montraient que la majeure partie du plutonium était liée à des phases peu réactives au cours de la diagenèse. Les études initiées en 2000 à l'IRSN ont conduit à réviser profondément ce schéma ; le plutonium est lié à 75 % aux sulfures réactifs et aux carbonates (sous forme de complexes de surface ou inclus dans la matrice carbonatée) et à proposer des processus plus réalistes rendant mieux compte des flux observés vers la colonne d'eau (recyclage des sulfures, complexation par la matière organique en cours de dégradation, bioturbation, bio-irrigation (Gouzy, 2004)).

Le compartiment sédimentaire a souvent été qualifié de « puits » pour les contaminants présentant une affinité pour la phase particulaire. Si cette

hypothèse peut être considérée comme globalement valide en milieu hauturier, il n'en va pas de même en milieu côtier. En effet, dans ces milieux à haute énergie, les sédiments sont remaniés sous l'effet des tempêtes voire des crues en domaine proche des embouchures. Cette problématique est d'autant plus à l'ordre du jour que l'occurrence des crues et des tempêtes est particulièrement importante ces dernières années. À titre d'exemple, en Méditerranée, les années 2002 et 2003 ont été marquées par des crues records du Rhône tandis qu'on a compté sept tempêtes (houle supérieure à trois mètres) pendant la période octobre 2003-avril 2004. Les travaux récents sur le changement climatique en Méditerranée indiquent de plus qu'on se dirigerait vers des hivers beaucoup plus doux avec une réduction des épisodes de mistral et une augmentation des tempêtes du large. De ce fait, plusieurs programmes de recherches se sont particulièrement intéressés aux phénomènes exceptionnels (crues, tempêtes, mélange vertical hivernal, etc.) qui « pèsent » fortement sur les bilans de matière et des contaminants associés dans le Golfe du Lion (Orme ; Eurostrataform ; PNEC ; Carma[1]).

Produire des modèles diagénétiques en régime non stationnaire

Pour prédire comment des forçages nouveaux ou modulés (apports de matière organique, évolution de la biomasse, remaniements) peuvent modifier la réactivité des radionucléides après leur enfouissement, il faut être capable de modéliser les processus qui la déterminent à l'aide de modèles numériques travaillant en régime non stationnaire, c'est-à-dire capables de prendre en compte la modulation des paramètres de forçage. Ces modèles sont les plus pertinents dans les mers peu profondes, épicontinentales, voire dans les estuaires, milieux sensibles par la richesse de leur biomasse, leur voisinage avec les activités humaines, leur exposition à des atteintes les plus variées (multipollutions, érosion, chalutage, extraction. . .). Une action a été initiée dans ce sens au LRC-IRSN en 2003, où elle est cofinancée dans le cadre du programme Seine-Aval, ainsi qu'au Laboratoire des sciences du climat et de l'environnement (LSCE-CEA), dans le cadre du Programme national sur l'environnement côtier (PNEC) sur l'étang de Thau.

Dans la perspective de la mise en évidence d'une atteinte à l'écosystème par la radioactivité contenue dans les sédiments, il semble prometteur de travailler sur les micro-organismes (*cf.* chapitres 7 et 8). Ces derniers vivent, en effet, en contact étroit avec les particules sédimentaires. Ils sont de ce fait particulièrement exposés aux pics de concentration en contaminants, éventuellement cycliques, apparaissant à l'échelle macroscopique et microscopique en réponse à l'évolution biogéochimique de la colonne sédimentaire. Ils sont

[1]Orme Observatoire régional Méditerranée de l'environnement CNRS, Eurostrataform : programme UE 6e PCRD, PNEC : Programme national d'environnement côtier, Carma : projet interrégional Midi-Pyrénées PACA.

capables de réagir à des pressions de sélection en développant des gènes de résistance spécifiques aux métaux, aux antibiotiques. . . Ils jouent un rôle de premier ordre dans la biodégradation de la matière organique et l'immobilisation de certains éléments en trace métalliques, notamment. Toute atteinte aux populations de micro-organismes des sédiments peut donc se traduire par des perturbations significatives des fonctionnalités épuratrices, nourricières et régénératrices de l'écosystème dans lequel elles vivent et contribuer à en appauvrir la biodiversité. C'est l'une des perspectives de recherche dans ce domaine pour les laboratoires de l'IRSN.

Les *marges* ont aussi une capacité d'accumulation et d'enfouissement de matière au niveau du substrat, et, en ce qui concerne le vivant, une capacité de rétention des organismes par la structuration d'habitats favorables. Elles se comportent donc suivant les cas comme des *zones* de *puits ou de source*, que ce soit pour la matière inerte sous toutes ses formes ou pour les organismes vivants. Ces zones jouent donc des rôles essentiels pour la chimie, la biogéochimie et la production marine globale des océans.

Les *plateaux continentaux* sont l'objet d'études scientifiques intensives du fait de leur importance économique et écologique, notamment pour estimer et gérer l'impact de la pression anthropique sur ces zones. Les programmes nationaux du PNOC, puis du PNEC ont notamment focalisé les études sur l'interface continent–côtier pour estimer l'impact des principaux fleuves français sur les plateaux continentaux par leurs apports de matière, et, dans certaines zones, pour fournir des descriptions fiables de la production primaire. Cependant de façon générale, les bilans de matière des zones de marges continentales, notamment sous l'égide du programme international LOICZ (*Land Ocean Interaction Zone*) restent encore incomplets, du fait de la complexité des processus physiques et biogéochimiques intervenant à différentes échelles, et de l'importance des échanges aux différentes interfaces. La diversité et la complexité des processus hydrodynamiques en zone de marge (marées, courant de bordure, intrusions à méso-échelle, *up/downwellings*, panache d'eau douce, plongée d'eau dense. . .), l'influence de la bathymétrie et les caractéristiques de l'océan ouvert adjacent à chaque marge rendent chaque système côtier complexe et souvent unique.

Il est pourtant fondamental de comprendre l'impact de ces mécanismes sur les échanges des éléments dissous et particulaires (flux de carbone, flux de micronutriments, marqueurs terrigènes, etc.) et des organismes vivants (essentiellement les populations planctoniques) entre la zone côtière et le large. Cela passe par l'identification des relations entre les échelles spatiotemporelles caractéristiques

du transport et les échelles de temps des processus chimiques, biogéochimiques ou métaboliques suivant l'espèce considérée et qui peuvent conduire à des problèmes dans les stratégies d'acquisition de données.

4 | Changement climatique et flux biogéochimiques

Les changements climatiques ont de tout temps modifié la biodiversité, la structure et fonctionnement des écosystèmes marins. Malgré les avancées récentes (par exemple : JGOFS et GLOBEC), la compréhension des mécanismes abiotiques et biotiques par lesquels la variabilité du climat affecte les écosystèmes reste assez pauvre, limitant notre capacité de prédiction des changements dans les écosystèmes, les cycles biogéochimiques et les ressources exploitées. Ces variations, parfois des tendances, sont assez souvent reliées à des changements océaniques internes ou des forçages (température, bilan évaporation/précipitation. . .) et sont aussi étroitement liées à des variations d'indice climatique (par exemple : ENSO, PDO, PNO, NAO). Par exemple, le changement de régime du Pacifique Nord et l'alternance de dominance anchois-sardine montrent à quel point le *forçage climatique* peut influencer les écosystèmes et les services qu'ils fournissent à l'humanité.

Si la prévisibilité du climat liée à l'accroissement de l'effet de serre reste incertaine, il est de plus en plus probable que les pressions anthropiques conduisent et conduiront à des changements sur les cycles biogéochimiques (par exemple : acidification globale, eutrophisation régionale), dont les conséquences sur l'écosystème marin restent à évaluer et quantifier (des faibles impacts jusqu'à l'irréversibilité).

Pour comprendre les liens entre les cycles biogéochimiques et le changement climatique, il est indispensable de continuer à approfondir notre connaissance sur le cycle du fer et des autres éléments traces (zinc, cobalt, cadmium) d'importance biologique. S'il apparaît évident que de nombreux progrès ont été réalisés ces vingt dernières années sur notre compréhension du cycle de ces éléments, il reste encore à l'heure actuelle de nombreuses inconnues. Une avancée considérable dans les études des forçages par les métaux serait de coupler les approches « géochimiques » (impact des métaux sur la croissance des organismes, et sur les processus biologiques comme la silicification, la calcification, etc.) aux outils utilisés en physiologie cellulaire (recherche de marqueurs de stress en métaux, mesures de l'activité des enzymes dans lesquelles les métaux sont des cofacteurs, ...). Si l'impact de la biologie est bien admis (assimilation, régénération), en revanche les effets de la physicochimie sont peu étudiés. Tous ces phénomènes doivent être compris et quantifiés pour avancer dans l'étude des cycles des métaux, et ensuite les intégrer dans des modèles globaux.

Enfin, pour progresser dans la compréhension du rôle de l'activité biologique océanique sur les variabilités naturelles du CO_2 et de son impact sur le cycle anthropique du carbone, il est nécessaire de prendre en compte les différents groupes fonctionnels du phytoplancton et l'effet de colimitations par différents métaux.), et *in fine* sur le cycle océanique du carbone.

Observation et représentation dans les modèles

Alors que les modèles *physiques* ont énormément progressé en dix ans, en partie grâce aux nouvelles puissances de calcul, la part biologique des modèles *biogéochimiques* n'a quasiment pas évolué. Une véritable prise en compte des interactions de la physique et de la biologie dans les modèles n'a pas encore été réalisée, car les modèles biologiques ne prennent pas en compte les phénomènes à un niveau de complexité permettant d'intégrer la variabilité de l'environnement induite par la dynamique physique. Ceci résulte en partie de la difficulté à introduire trop de complexité dans les modèles ou à intégrer des échelles de temps trop disparates. D'une part la productivité océanique ou la pompe biologique de carbone sont des concepts qui ne peuvent être définis de manière aussi simple que la température ou la salinité. Des réconciliations modélisation/observation, variables de base/traceurs devraient être fortement incitées ainsi qu'une paramétrisation plus réaliste des processus et des interactions biologiques à l'aide d'approches expérimentales de laboratoire (milieu contrôlé).

La modélisation du fonctionnement du compartiment benthique n'est, à l'heure actuelle, qu'ébauchée même si les deux approches, stationnaire et instationnaire, ont pu être proposées. La mauvaise paramétrisation de certaines fonctions physiologiques du benthos, notamment la respiration, constitue un obstacle à l'amélioration des modèles actuels.

Pour améliorer notre compréhension des cycles biogéochimiques et mieux cerner les bilans aux *grandes* échelles (bassin/global, saison/annuel/décennal), il apparaît désormais fondamental de décrire, comprendre et modéliser les processus aux *petites* échelles spatiales et temporelles. Aux latitudes tempérées, les études de modélisation couplée physique-biogéochimie à haute résolution nous enseignent que des processus physiques hautement énergétiques influencent (stimulent) très significativement la biogéochimie à subméso-échelle (1-10 km, filaments, bords de tourbillons). Néanmoins, notre perception de ces phénomènes repose quasi exclusivement sur ces travaux théoriques et les observations biogéochimiques à haute résolution permettant de décrire et quantifier ces processus pour en retour supporter les modèles font actuellement défaut.

En modélisation, les efforts devraient porter sur le développement de modèles intégrés de circulation océanique couplant la circulation générale et l'hydrodynamisme côtier, et des modèles d'écosystème pélagique intégrant les composantes essentielles des producteurs primaires jusqu'aux ressources exploitées, à la fois pour affiner les bilans biogéochimiques et obtenir des outils d'estimation d'impact de changements globaux sur les ressources marines côtières.

Une étape qui doit être poursuivie en parallèle concerne le niveau de fermeture des modèles de réseau trophique. L'influence d'une fermeture du modèle par les consommateurs secondaires (omnivores, carnivores) et le degré de complexité à prendre en compte pour ce niveau (crustacés, cnidaires, chaetognathes, migrations verticales. . .) doivent être testés dans des modèles à petite échelle spatiale et temporelle, avant d'être détaillés dans les modèles à grande échelle. Un effort similaire doit aussi être fait au niveau de la représentation de la reminéralisation dans la couche mésopélagique et des processus liés aux organismes hétérotrophes (bactéries, zooplancton) qui contrôlent les variations qualitatives et quantitatives du flux exporté. La représentation de la complexité de la nature doit être optimisée selon les objectifs. Ainsi, selon les objectifs, certains niveaux du réseau trophique seront plus ou moins détaillés et les efforts de modélisation ne peuvent se limiter à un seul modèle. L'acquisition au cours de la période 1985-1995 d'outils nouveaux permettant une définition plus réaliste des populations (filets multinappes pour échantillonnages stratifiés, compteurs optique tractés pour mesure de la « patchiness » verticale et horizontale, systèmes vidéo de mesure *in situ*, etc.) a permis de mettre en phase les structures hydrologiques de la colonne d'eau et la variabilité spatiale des populations zooplanctoniques. Mais le rôle du zooplancton et de ses migrations reste un point faible pour l'ensemble des modèles de flux de carbone.

5 | Rôle de l'évolution des outils d'observation ou de modélisation

Nos capacités d'observation de la variabilité des stocks ou des flux biogéochimiques, qui ont longtemps été essentiellement basées sur des prélèvements discrets, sont totalement inadaptées pour documenter les processus biogéochimiques aux petites échelles. Grâce aux développements en technologie marine (sondes multivariables de précision, techniques acoustiques, Seasor, Towyo, dosages multivariés en surface) et aux capacités accrues d'analyse de données, les processus à petite et moyenne échelle ont été étudiés dans de grandes expériences faisant intervenir plusieurs dizaines de chercheurs et ingénieurs. De réelles stratégies multidisciplinaires ont été mises en place et les relations dynamique, physique, chimie, biologie ont été reconnues aux échelles petites et

moyennes où elles sont pertinentes. Toutefois, les résultats des actions non linéaires à ces échelles sur les bilans à plus grande échelle restent encore pauvrement documentés et la maîtrise de l'interprétation de ces données reste encore inachevée. Si l'on veut progresser dans la compréhension de ces phénomènes et de leur impact potentiel sur les cycles biogéochimiques globaux (bilans), il est donc essentiel de développer de nouvelles stratégies d'observation en généralisant l'utilisation des moyens autonomes :

- en poste fixe (mouillage, plate-forme) permettant d'assurer des séries longues pour l'interprétation des variations au moins décennales ;
- dérivants (bouées et profileurs dérivants) en nombre suffisant pour une approche lagrangienne ;
- mobiles autonomes ou tractés (gliders, flotteur avec profileur, AUV, . . .).

Ces nouvelles plates-formes autonomes ont déjà démontré leur fort potentiel dans la description des champs physiques (température, salinité) et sont désormais essentielles pour alimenter les modèles y compris opérationnels. Ces plates-formes représentent une voie extrêmement prometteuse pour de futures investigations en biogéochimie, grâce aux nouvelles générations de capteurs chimiques optiques et biologiques miniaturisés qui voient le jour. Embarqués sur ces plates-formes, il permettront de réaliser des observations répétées des champs biogéochimiques (sels nutritifs, chlorophylle, carbone particulaire, taille des particules, minéral *vs* organique, oxygène....). Au niveau de l'exploration *in situ* de la communauté zooplanctonique, parmi les engins ou techniques qui devraient être utilisés conjointement, citons : le compteur optique de plancton, la *continous plankton recorder*, le profileur vidéo marin, etc.

Les séries de mesures *in situ* ont été exceptionnellement complémentées par les observations spatiales. Celles-ci doivent être poursuivies. Pour la télédétection couleur, on est passé d'une phase expérimentale (CZCS : *Coastal Zone Color Scanner*) à une phase exploratoire avec un grand nombre d'instruments (Seawifs, Meris, Modis. . .). Grâce aux techniques satellitaires, aux moyens de calcul et aux modèles simplificateurs, les bilans à l'échelle globale ont vu le jour et aident à comprendre le fonctionnement des océans et les cycles globaux des éléments. Il reste toutefois à comprendre la sensibilité des résultats de ces modèles, qui utilisent souvent des relations statistiques, aux perturbations régionales et aux perturbations éventuellement introduites par l'activité de l'homme et de la société.

Pour une meilleure paramétrisation du modèle, il faudra aussi disposer de données expérimentales obtenues en cultures, mésocosmes ou milieu naturel, les paramètres de croissance, de mortalité, d'assimilation et d'excrétion des divers

éléments, pour chacun des types fonctionnels. Cette première tâche comporte des difficultés, tant pour le prélèvement en mer que pour l'isolement et l'élevage en conditions contrôlées (et sans stress) pour certains types. Pour les organismes de petite taille, ces mesures de processus peuvent être réalisées en mésocosmes au laboratoire. Par contre, pour le macroplancton, fragile, ces approches devront être principalement réalisées à l'aide de submersibles, ce qui rend indispensable des développements instrumentaux.

La mise en place de sites ateliers avec des réseaux d'observation et des campagnes océanographiques favorisant le couplage avec la modélisation doit être favorisée. Cela passe par la capacité à concentrer les efforts d'une communauté pluridisciplinaire (biologistes, géochimistes et physiciens marins, biogéochimistes des eaux continentales. . .) autour de sites ateliers, reconnus comme étant les plus sensibles aux changements climatiques (comme l'Arctique, l'Océan austral, la Méditerranée, les zones côtières européennes, par exemple).

Références bibliographiques

Boust D., Colin C., Leclerc G. et Baron Y. (1997). Distribution and transit times of plutonium-bearing particles throughout the Channel. *Radioprotection*, **32**, Spec. Issue *Radionuclides in the Oceans*, 123-128.

Gouzy A. (2004). Étude du comportement du plutonium au cours de la diagenèse précoce des sédiments marin : applications à deux environnements marins marqués par des rejets de radionucléides issus d'usines de retraitement. *Thèse Université de Caen Basse-Normandie* (*décembre 2004*).

Lucey JA., Gouzy A., Boust D., León Vintró L., Bowden L., Finegan PP., Kershaw PJ. et Mitchell PI. (2004). Geochemical fractionation of plutonium in anoxic Irish Sea sediments using an optimised sequential extraction protocol. *Applied Radiation and Isotopes*, **60** : 379-385.

McDonald P., Vives i Battle J., Bouscher A., Whittall A. et Chambers N. (2001). The availability of plutonium and americium in Irish Sea sediments for redissolution. *The Science of the Total Environment*, **267** :109-123.

CHAPITRE 6

Milieux à pression anthropique accentuée

Ces milieux ne constituent pas à proprement parler des unités écologiques à contour bien délimité et présentant un fonctionnement biogéochimique indépendant. Ce sont en général des portions de territoires affectées par une activité humaine si marquée, notamment dans les domaines agricole ou industriel, que celle-ci arrive à rompre les cycles naturels, à dépasser les capacités de recyclage et à provoquer ainsi des dégradations qui sont souvent à l'origine de phénomènes de contamination et de pollution.

À notre époque, l'artificialisation des milieux habités prend une importance particulièrement marquée puisqu'en France, en dehors des terrains agricoles à proprement parler, cela représente 2,1 Mha, soit 3,8 % du territoire, dont la répartition est donnée dans la figure 6.1.

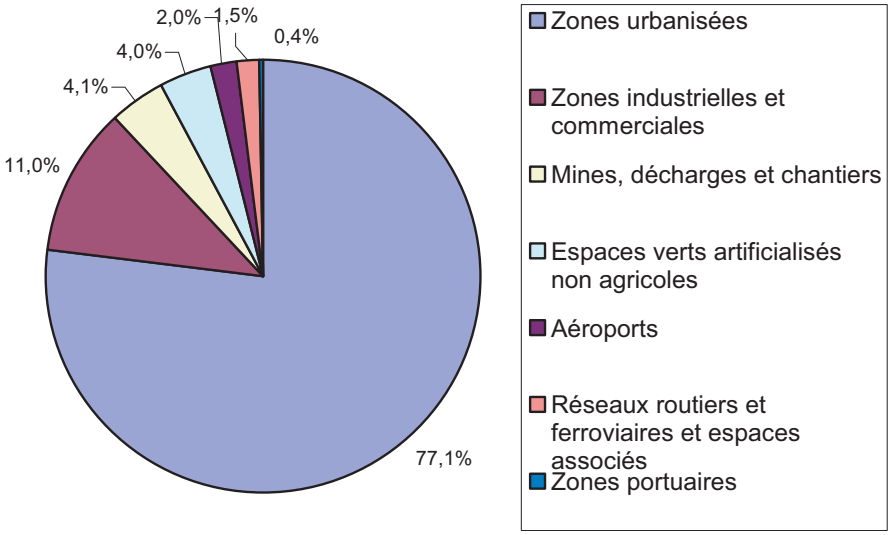


Figure 6.1
Répartition des zones artificialisées en France (2,09 M ha soit 3,8 % surface totale française).

Le problème n'est pas tant alors d'appréhender le fonctionnement des cycles biogéochimiques dans leur globalité – ce qui s'avère souvent encore impossible dans l'état actuel des connaissances –, mais de mieux préciser le devenir des éléments introduits artificiellement et de faire en sorte que les processus de recyclage, de régulation et de décontamination puissent se remettre en place dans les meilleures conditions.

De nombreux cas existent sur Terre, où la surcharge en éléments, qui sont apparus à notre époque comme les plus représentatifs, dépasse la capacité de recyclage de l'écosystème ; trois d'entre eux ont été retenus à titre d'exemple dans ce rapport.

- Le premier a trait à des milieux agricoles particuliers liés au système « élevage », caractérisés par un épandage excessif de matières organiques exogènes (MOE) et principalement d'effluents d'élevage (un agrosystème n'est pas autre chose qu'un écosystème qui assure une production agricole, ce qui entraîne inéluctablement une modification de l'environnement).

La séparation radicale entre la production végétale et la production animale, qui a marqué l'évolution de l'agriculture depuis l'abandon du système « polyculture-élevage », a conduit notamment à la mise en place de grands bassins marqués par la concentration d'élevages intensifiés où l'alimentation du bétail est assurée essentiellement par des ressources fourragères associées à l'apport de compléments alimentaires et conduisant de ce fait à la production d'une grande quantité de déjections organiques, certes de bonne valeur fertilisante mais dont il faut se débarrasser. L'utilisation la plus naturelle semble être alors de procéder à des épandages sur des terres agricoles ; ce qui s'avère intéressant, grâce au fonctionnement biochimique (figure 6.2), jusqu'au moment où l'apport effectué dépasse les possibilités de recyclage de l'exploitation. C'est essentiellement cette question, caractérisée par la rupture du lien habituel entre élevage et territoire, qui fera l'objet du chapitre 6.1. Mais on peut noter ici que la problématique est de même nature dans le cas des grands agrosystèmes végétaux à production intensifiée, caractérisés par l'apport d'un excès d'engrais minéraux (surfertilisation), avec tous les problèmes qui en découlent, notamment dans le domaine de l'acidification progressive des terres et de la dégradation de l'environnement (émissions de gaz à effet de serre, baisse des matières organiques des sols, contaminations des sols par du cadmium inclus dans certains engrais phosphatés, contamination et eutrophisation des eaux (azote, phosphore), etc.).

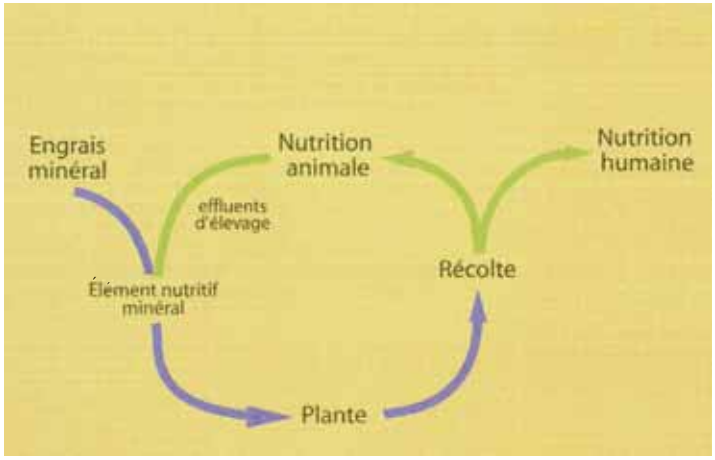


Figure 6.2
Cycle des éléments nutritifs (source : La fertilisation en 10 questions, *Unifa).*

- le deuxième cas retenu est celui des sites miniers et industriels qu'il s'agit – en dehors de la zone d'exploitation à proprement parler – de protéger, par confinement ou décontamination, de la dissémination des éléments métalliques susceptibles de nuire au fonctionnement biogéochimique normal des milieux environnants et qui présentent par ailleurs des risques pour la santé[1]. Deux exemples en relation avec l'exploitation minière, seront présentés dans le chapitre 6.2 : celui de l'uranium en France et celui du nickel en Nouvelle-Calédonie.

- Enfin, le troisième cas est consacré aux zones estuariennes situées à l'interface continent/océan, qui servent de réceptacle à tous les apports continentaux en relation avec les activités humaines d'ordre agricole ou industriel. Cela a trait naturellement à l'ensemble des éléments chimiques, notamment ceux en relation avec les phénomènes d'eutrophisation (C, N, P, . . .) (*cf.* chapitres 1 et 2), mais cela concerne plus spécialement la présence en excès de contaminants, qui sont d'une part les éléments en traces métalliques (non dégradables) et d'autre part les xénobiotiques organiques (éventuellement dégradables). C'est ce dernier aspect qui fera l'objet du chapitre 6.2.

[1] Dans le Nord de la France et en Lorraine, le déclin à la fin du XXe siècle des activités minières, métallurgiques, sidérurgiques, des verreries et des industries textiles a laissé à l'abandon des centaines de friches industrielles, qui représentent aujourd'hui un espace non négligeable (10 000 ha dans le Nord et 3 000 ha en Lorraine).

SOUS-CHAPITRE 6.1

Agrosystèmes particuliers en relation avec l'épandage de matières organiques exogènes

ISABELLE FEIX ET JOSÉ MARTINEZ

Introduction

Les matières organiques exogènes (MOE) sont définies comme étant « tous les déchets organiques, sous-produits organiques et produits dérivés organiques (souvent après transformation) qui sont susceptibles de faire l'objet d'une valorisation agronomique ». Elles recouvrent en particulier l'ensemble des déjections animales et notamment des effluents d'élevage qui en sont les constituants essentiels (95 %) (figure 6.1-1) et dont il sera plus spécialement question dans ce sous-chapitre.

Les déjections animales, qui ne sont pas – sauf exceptions – des déchets, présentent néanmoins des points communs avec les différents déchets valorisables en agriculture :

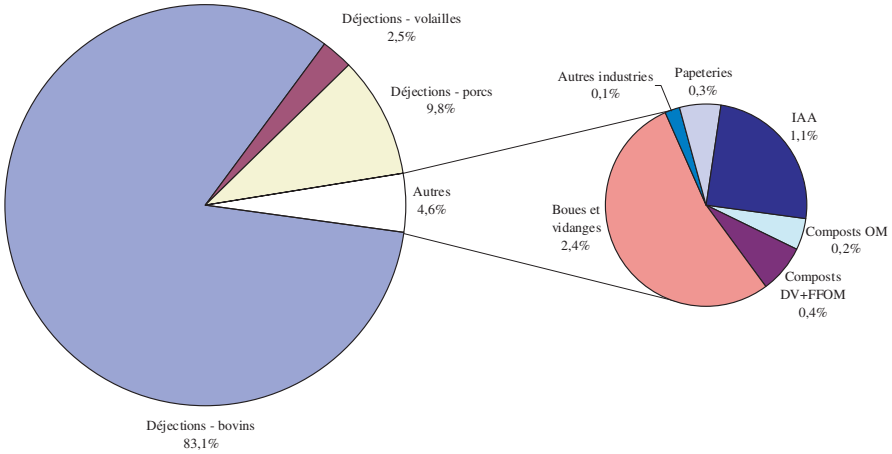


Figure 6.1-1
Résidus organiques épandus en France (matière brute, Kt).
IAA : industries agroalimentaires ; OM : ordures ménagères ; DV : déchets verts ; FFOM : fraction fermentescible des ordures ménagères.

– ce sont des engrais organiques ou des amendements organiques intéressants pour l'agriculture (et qui ont longtemps été les seuls à être utilisés, avant l'avènement de la fabrication des engrais minéraux). Ils sont néanmoins plus compliqués à utiliser que les engrais minéraux, notamment à cause de l'azote dont une partie plus ou moins importante se trouve sous une forme organique ;

– elles peuvent présenter aussi des risques à court ou à long terme, pour l'homme et pour l'environnement : éléments en traces métalliques, germes pathogènes, gaz à effet de serre, etc.

Par voie de conséquence, les effluents d'élevage (part des déjections animales produites en bâtiments) sont à même, dans les zones d'excédents structurels, d'être considérés et donc gérés comme des déchets. Leur traitement, voire leur élimination, tendent ainsi à s'y développer. Néanmoins, deux différences les séparent :

– les effluents d'élevage sont recyclés en cycle *court* (en général, c'est l'exploitation d'élevage où sont produits ces effluents qui les recycle) ;

– la surface agricole utile nécessaire pour le retour au sol des déjections animales est nettement plus importante que celle utilisée pour l'épandage des sous-produits et déchets provenant des autres secteurs d'activités.

Ceci étant indiqué, il est bon de préciser que ce chapitre insistera plus particulièrement sur deux points : d'une part, l'intérêt des MOE et d'autre part l'influence qu'ils sont susceptibles d'avoir sur le fonctionnement des cycles biogéochimiques.

1 Matières organiques exogènes (MOE) et effluents d'élevage

1.1 Cadre général de l'élevage intensifié

La France, comme la plupart des pays de l'Union européenne, avait fait le choix dès les années 1970 de privilégier les élevages familiaux contre l'intégration et de favoriser l'organisation coopérative et les structures collectives. Les élevages sont ainsi entre les mains d'agriculteurs indépendants. L'élevage du porc s'est vite spécialisé chez les agriculteurs dynamiques et bons techniciens, dans des zones de production de plus en plus concentrées. La recherche de compétitivité a donc conduit à ce double mouvement de concentration, structurelle et géographique (Rieu, 2003).

En France, près de 340 millions d'animaux sont élevés pour la production de protéines alimentaires (viande, œufs, lait). La majorité du cheptel est constituée de bovins, qui représentent plus des trois quart des effectifs (exprimé en équivalent vaches laitières ou unité gros bétail, UGB).

La plus grande région d'élevage est le Grand-Ouest, qui regroupe la Bretagne, les Pays de la Loire et la Normandie. Les élevages sont beaucoup moins présents sur les diverses régions céréalières.

Cette organisation de l'élevage, par grands bassins de production spécialisés, avec importation d'aliments en provenance d'autres zones, conduit à des surplus d'éléments minéraux, notamment azote et phosphore. Ces surplus entraînent la pollution des nappes et eaux de surface, *via* le retour au sol des déjections animales. Les émissions d'odeurs sont de moins en moins acceptées. Actuellement, la pollution de l'air d'origine agricole (ammoniac et gaz à effet de serre) fait l'objet d'une surveillance accrue de la communauté internationale et se traduira progressivement par un durcissement de la réglementation : protocoles de Göteborg et Kyoto, directive européenne sur les plafonds d'émission.

L'examen des initiatives réglementaires (européennes et nationales) en cours permet de dégager les lignes de force des évolutions prévisibles à moyen et long termes :

– *« décloisonnement »* de l'appréciation de l'impact environnemental des élevages : au souci de protection des eaux vont s'ajouter celui en relation avec la qualité de l'air, la protection des sols, la santé publique, dans une démarche globalisante de protection de l'environnement dans son ensemble ;

– *diversification des facteurs polluants* pris en considération : phosphore et autres nutriments (en additionnant l'organique et le minéral), phytosanitaires, gaz à effet de serre, ammoniac, métaux ;

– *hiérarchisation des solutions* à apporter en toutes circonstances aux problèmes de résidus (prévenir, réduire, recycler et en dernier lieu traiter) ; ceci d'autant applicable aux effluents d'élevage qu'*ils sont en grande partie d'abord des engrais et amendements que seule leur surabondance transforme en polluants.*

Dans ce contexte, l'équilibre de l'insertion territoriale des élevages (notamment la capacité de recyclage de leurs effluents par retour au sol) et la transparence de la bonne gestion des effluents constituent les solutions les plus naturellement durables pour assurer la pérennité de leur conformité aux prescriptions réglementaires.

Pour ceux qui s'estimeraient dans l'incapacité de restaurer à moyen terme l'équilibre de leur insertion territoriale, la voie du traitement apparaît aujourd'hui comme la seule réponse envisageable ; en s'engageant dans cette voie, il leur faut bien mesurer sa probable complexification au fur et à mesure de la diversification des facteurs polluants pris en considération (notamment le phosphore et les métaux) et la probable nécessité de s'inscrire dans une organisation collective d'exportation lointaine ou d'élimination des issues du traitement.

Dans le domaine des déjections animales produites en France, les déjections des bovins « viande » ou « lait » sont largement majoritaires : plus de 80 % des tonnages (figure 6.1-1) et plus de 8 % des éléments fertilisants. Mais ces déjections animales ne sont pas systématiquement récupérées :

– 50 % des tonnages (soit environ 148 millions de tonnes) sont émis au champ ;

– 50 % sont captés lors des périodes de séjour des animaux sous abri, sous la forme de :

  – fumiers solides et pelletables (106 millions de tonnes/an), soit 71 % des flux récupérés en matière brute,

– lisiers et fientes liquides ou pâteux (43 millions de tonnes/an), soit 29 % des flux récupérés.

On notera ici que, même si les effluents d'élevage représentent plus de 95 % des MOE (matières organiques exogènes) épandues en France, il reste encore des marges de progrès pour mobiliser d'autres sous-produits et déchets valorisables en agriculture (déchets des collectivités et des activités de service notamment).

La **surface nécessaire pour l'épandage** des MOE, estimée sur la base réglementaire et de façon à éviter une surfertilisation des sols, représente environ 15 M ha, soit 50 % de la surface agricole utile (SAU) en France, dont 90 % pour les effluents d'élevage (Girard *et al.*, 2005).

Outre l'utilisation de certains sous-produits ou coproduits (de l'agriculture et des industries agroalimentaires principalement) en litière animale ou pour l'alimentation animale, voire humaine, **la valorisation agronomique des MOE** se fait selon trois voies principales :

– *traitements physicochimiques* avant épandage : séchage ou chaulage des boues d'épuration urbaines ; séparation pour les effluents d'élevage dilués ; précipitations du phosphore pour les effluents d'élevage ; etc.

– *traitements biologiques* avant épandage : compostage de déchets verts, de boues ou de biodéchets des ménages, voire d'effluents d'élevage (plus de 600 plates-formes de compostage en France produisent environ 3,4 à 3,8 Mt de composts) ; méthanisation (on compte, début 2005, 2 unités traitant des déchets ménagers et assimilés, 3 unités traitant des effluents d'élevage, 80 sites industriels disposant de méthaniseurs et 120 stations d'épuration des eaux usées) ; etc.

– *épandage direct ou retour direct au sol* : plus de la moitié des boues (urbaines ou industrielles) font l'objet d'un épandage direct. Cet épandage direct concerne également près de la moitié des effluents d'élevage et une partie des effluents et sous-produits des industries agroalimentaires. Enfin, la grande majorité des résidus de culture (laissés au champ), la moitié des effluents d'élevage (émises au pré) et la grande majorité des résidus d'exploitation forestière (laissés sur place), retournent directement au sol.

On notera qu'une partie des matières organiques exogènes est éliminée par incinération (avec parfois une valorisation énergétique), ou par mise en décharge.

1.2 Intérêt des matières organiques exogènes

Le recyclage des MOE en agriculture est justifié par leur valeur agronomique et par le fait qu'il est écologiquement normal de retourner au sol les éléments et la matière organique *exportés* des terres agricoles.

En règle générale, les MOE (tableau 6.1-1) sont des fertilisants complexes, car ils renferment :

L'intérêt agronomique des MOE est donc très variable et dépend largement de leur origine, de leur nature et des traitements subis, qui conditionnent leurs caractères physicochimiques (formes et teneurs de la matière organique, de l'azote, du phosphore, etc.). Les deux intérêts principaux sont les suivants :

- d'abord, en tant qu'**amendements organiques** destinés principalement à améliorer les propriétés des sols récepteurs (rétention en eau, résistance à l'érosion et à la compaction, porosité. . .) par l'apport de matières organiques ;
- en second lieu, en tant qu'**engrais organiques,** du fait qu'ils sont riches en azote et phosphore (cas le plus fréquent). Au total, ils sont intermédiaires entre des engrais (ayant un effet chimique et destinés à fournir des éléments nutritifs à la plante cultivée tels qu'azote, phosphore, potassium ou soufre) et des amendements de types organiques.

Par ailleurs, des effets directs (effet « engrais », exemple : azote) et indirects positifs sur les cultures et végétaux en place sont également observés (vigueur, résistance aux maladies, éléments utiles délivrés au fil des ans, biodiversité des organismes des sols...). Ils trouvent donc des débouchés agricoles, traditionnels, et des débouchés en aménagements paysagers qui tendent à prendre de l'importance. Les composts, les digestats compostés et les fumiers se trouvent par exemple dans ce cas.

On citera aussi pour mémoire des valeurs amendantes plus limitées, et ce, à divers titres :

- **amendements basiques** servant à réguler l'état ionique de la solution du sol et du complexe argilo-humique du sol, rendant ainsi la structure du sol plus stable et créant ainsi un milieu favorable à l'activité biologique et à la nutrition des plantes. Les boues chaulées (en plus de leur valeur fertilisante en azote et phosphore) sont dans ce cas ;

MOE	Azote-total g.kg^{-1} MS	Azote ammoniacal % Azote-total	Phosphore-total g.kg^{-1} MS
Boues			8 – 33 (urbaines)
– urbaines liquides	10 – 70	2 – 70 %	/
– urbaines pâteuses	15 – 55	< 10 %	/
– urbaines solides	10 – 35	< 5 – 20 %	/
– urbaines séchées	35 – 60	10 – 15 %	/
– urbaines chaulées	/	/	17 – 23
– laitières	60 – 150	10 – 15 %	33
– de brasserie	39 – 44	/	2
Composts			
– déchets verts	15,5	/	3,3
– biodéchets des ménages	15,5	/	4,1
– ordures ménagères résiduelles	12,5	/	2,9
– boues urbaines	22	/	18
	15 – 26	1,6 – 15,5 %	9,1 – 18
– fumiers et lisiers	21,5	/	13,5
Fumiers et lisiers			
– fumier bovin	12,6 – 28,6	10 %	2,3 – 6,8
– fumier cheval	15,2	/	2,6
– fumier mouton	22,3	/	5,9 – 6,2
– fumier chèvre	12,7 – 13,6	/	4,8 – 5,1
– fumier porc	21,9 – 32,7	10 %	9,4 – 17,3
– fumier volaille	28,6 – 45,7	70 %	11,3 – 20,4
– lisier bovin	31,4 – 47,3	25 – 78 %	5,3 – 9,2
– lisier porc	55 – 103,2	56 – 65 %	22,7 – 34,1
– lisier volaille	28,2 – 74,1	21 – 70 %	15,8 – 41,8
Paille céréales	5 – 13	/	/

Tableau 6.1-1
Compositions en azote et phosphore de divers MOE (intervalles ou moyennes). MS : matière séche.

– **amendements organo-basiques** qui sont intermédiaires entre les amendements organiques et les amendements basiques. Les boues cellulosiques des industries papetières se trouvent dans ce cas ;

- **mulchs** : les écorces, certains composts grossiers et d'autres MOE peuvent être utilisés en « paillage » du sol (formant une couche par-dessus le sol, sans incorporation) utile pour éviter des évaporations d'eau trop importantes, pour lutter contre l'érosion (notamment sur des sols viticoles en pente), pour limiter la germination des mauvaises herbes. . . ;
- **supports de culture** : certains composts, par exemple, peuvent, en mélange avec de la tourbe, être utilisés comme supports de culture en pots ou containers (arbustes, fleurs, etc.).

Quant aux débouchés agronomiques des MOE, il en existe deux grands types :

- les **débouchés agricoles** qui présentent deux caractéristiques majeures : leur régularité (pratiques de rotations sur l'assolement avec des épandages tous les deux à quatre ans sur une même parcelle) et leur importance (tonnages utilisables). Pour ces raisons, ils sont, et resteront, sauf contexte régional très spécifique, le principal débouché agronomique des MOE (boues, composts, effluents d'élevage, . . .). La part prise par ce débouché agricole est variable selon les régions ;
- les **débouchés non agricoles** concernent principalement les composts (ou quelques boues), et sont de diverses natures :
  - *parcelles boisées* : très peu développés, ces débouchés sont encore le plus souvent au stade expérimental,
  - *aménagements paysagers en grands chantiers,*
  - *enfin, utilisation en espaces verts urbains ou espaces verts privés (golfs, jardins de particuliers...).*

2 | Influence des MOE sur les cycles biogéochimiques

2.1 Aspect général du problème

Les agrosystèmes, qui représentent plus de 50 % du territoire français, sont des écosystèmes particulièrement perturbés par l'homme. L'usage des sols et les changements d'usages, les itinéraires culturaux, le travail du sol et la fertilisation (fertilisation minérale et fertilisation organique) ont un impact important sur les cycles biogéochimiques des éléments. Les MOE (fertilisation organique) ne sont donc pas les seules en jeu. Elles ont néanmoins un rôle déterminant sur le cycle du carbone (puisque, contrairement aux fertilisants minéraux, mais tout comme

les résidus de culture, elles permettent de retourner aux sols agricoles de la matière organique) et aussi sur le cycle de l'azote, du phosphore et de façon ponctuelle sur le cycle des éléments en traces métalliques (ETM).

Les cycles biogéochimiques des éléments sont perturbés par le retour au sol des MOE à différentes **échelles spatiotemporelles**, induisant des impacts sur l'homme et sur l'environnement variés :

- à l'échelle nationale, la concentration des élevages dans certaines régions y induisent des excès d'azote, de phosphore et d'ETM. Ainsi, en France, les rejets azotés sont concentrés dans l'Ouest de la France (figure 6.1-2), provoquant des déséquilibres dans les cycles naturels de cette région ;
- à l'échelle de l'exploitation d'élevage (atelier d'élevage et parcelles d'épandage), le choix du mode d'élevage (exemple : hors sol ou pâturage pour les bovins, paille ou caillebotis pour les porcs), du mode de traitement des effluents (exemple : compostage, traitement biologique de nitrification/dénitrification ou épandage direct des effluents porcins), le choix de l'alimentation (exemple : compléments minéraux, biphase, produits cultivés sur l'exploitation), de la répartition géographique des épandages, ainsi que les modalités d'épandage (exemple : enfouissement des effluents ou non, conditions climatiques, cultures en place), vont avoir une influence notable sur les formes des éléments et les flux émis dans les différents compartiments de l'environnement.

En ce qui concerne l'azote, le tableau 6.1-2 rassemble, à titre d'exemple, les données relatives à un élevage porcin.

Quant à la figure 6.1-3, elle illustre le mode d'intervention des MOE dans le cycle biogéochimique de l'azote *à l'échelle de l'exploitation agricole* (à rapprocher de la figure 2.1 du chapitre 2).

En ce qui concerne les impacts sur l'homme et l'environnement, ils vont être révélés à plus ou moins long terme selon les éléments, leur forme et les compartiments de l'environnement.

Ainsi, si la quasi-totalité de l'ammoniac contenu dans les effluents d'élevage peut être volatilisée dans les deux à trois jours suivant l'épandage (dans des cas défavorables : non enfouissement), les nitrates peuvent être libérés dans l'eau dans les mois, voire les années qui suivent l'épandage. Les ETM, quand à eux s'accumulent dans les sols, y restant généralement plusieurs siècles ou millénaires et rendent les sols phytotoxiques ou zootoxiques dans une échelle

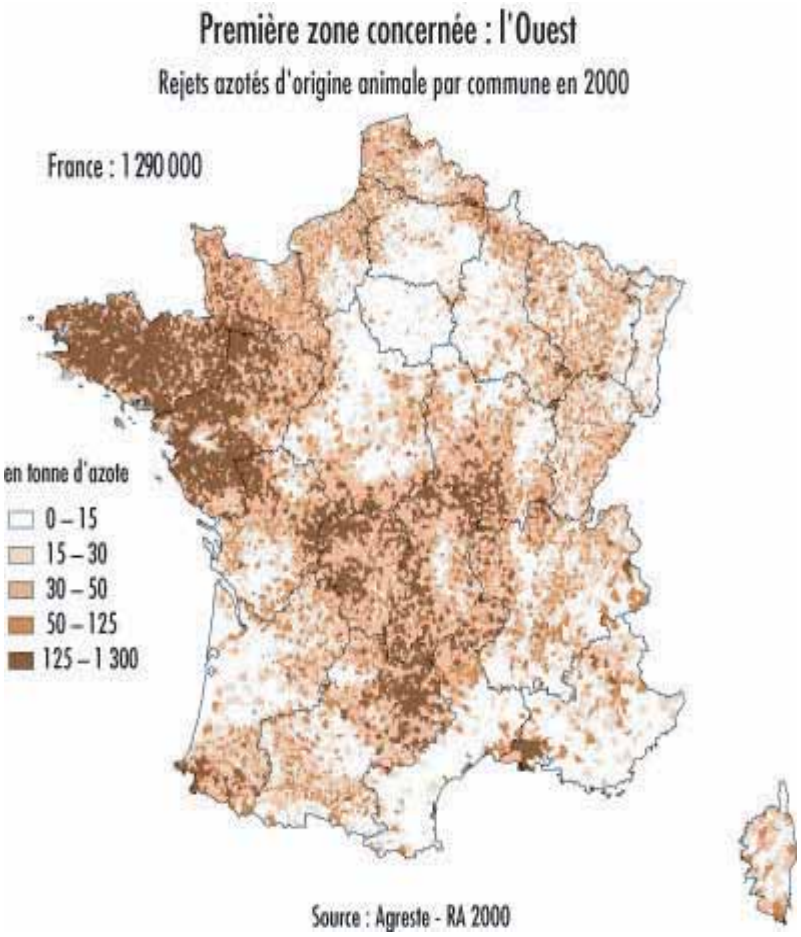


Figure 6.1-2
Rejets azotés d'origine animale par commune en 2000.

de temps de l'ordre du siècle (cas du cuivre et du zinc dans certaines régions à élevage intensif).

Par ailleurs, les impacts peuvent être locaux ou régionaux (exemple : contamination des sols par les ETM, contamination des eaux par le phosphore et les nitrates, eutrophisation des écosystèmes marins côtiers, émissions de NH_3 dans l'air) ou globaux (exemple : émissions de gaz à effet de serre).

Enfin, il est bon de noter que l'introduction, volontaire ou non, de certains éléments dans les cycles biogéochimiques (exemple : importations d'aliments pour les élevages intensifs, introduction de cuivre et de zinc issus de gisements miniers

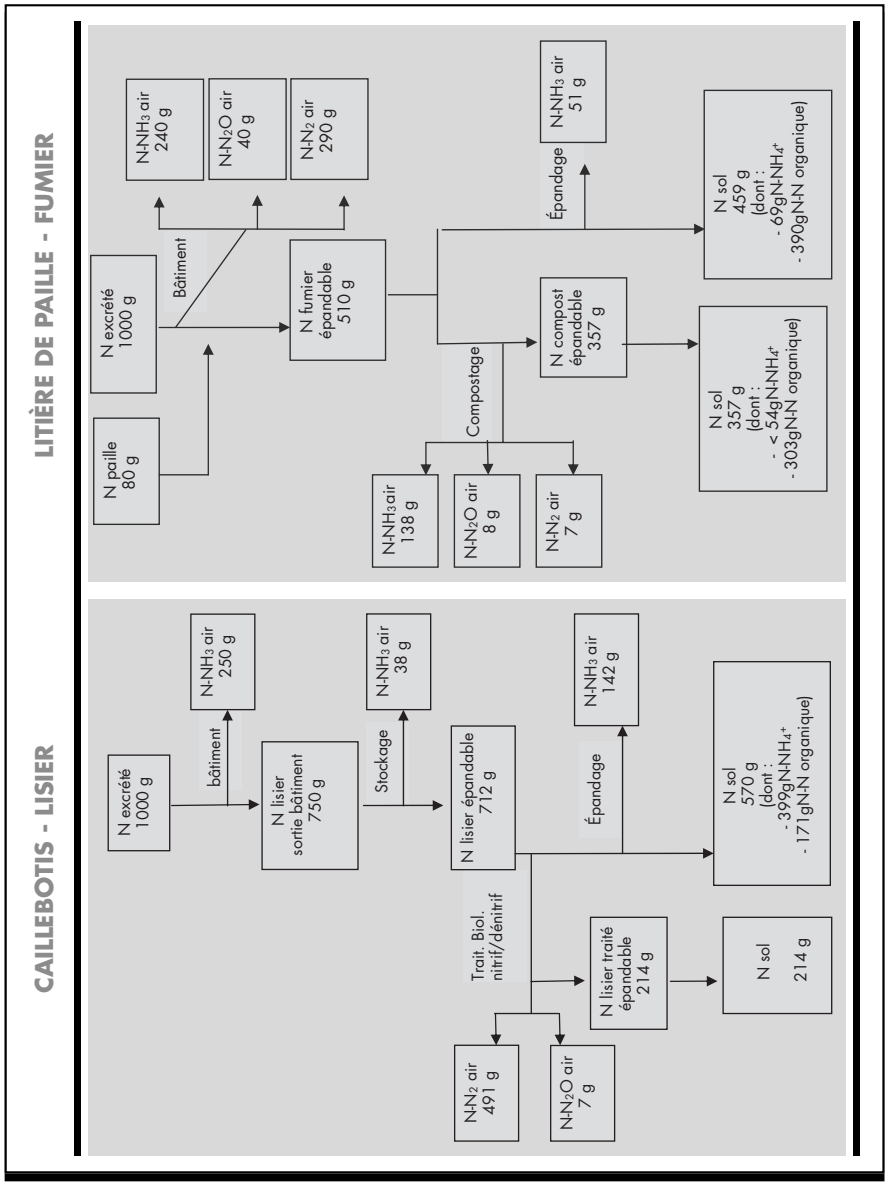


Tableau 6.1-2
Comparaison de différentes filières de gestion des effluents à l'échelle d'un atelier d'élevage porcin.

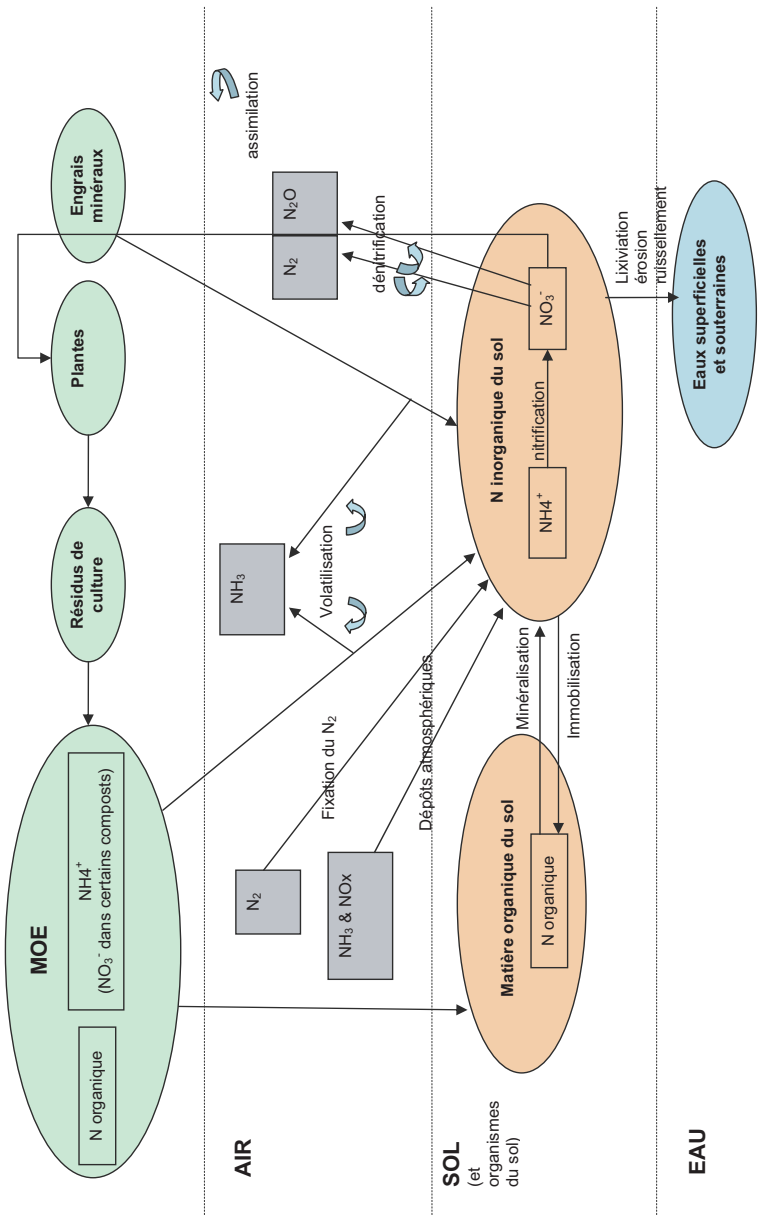


Figure 6.1-3
Cycle biogéochimique de l'azote lors de l'épandage de MOE.

étrangers dans l'alimentation animale, ETM provenant des eaux de ruissellement des chaussées ou de rejets industriels dans les boues d'épuration urbaines) modifie également certains flux dans les cycles biogéochimiques liés au recyclage agricole des MOE.

2.2 Enjeux environnementaux de l'épandage des matières organiques exogènes

Les enjeux liés à l'épandage de MOE sont de trois ordres : environnementaux, agronomiques et de gestion des déchets. Seuls les premiers seront envisagés. Quant aux enjeux agronomiques, ils seront abordés plus tard (2.3.3).

L'épandage des MOE participe à trois types de pollutions (figure 6.1-4). En premier lieu, à la pollution des eaux par ruissellement à la suite d'épandages de MOE, ou par lixiviation résultant d'apports excessifs. Ensuite, à la pollution de l'air liée aux composés gazeux et malodorants émis, lors du stockage ou de l'épandage. Enfin, à la pollution du sol qui peut être causée par des apports excessifs d'éléments nutritifs et conduire ainsi à des déséquilibres et à l'accumulation d'éléments chimiques tels que les métaux lourds.

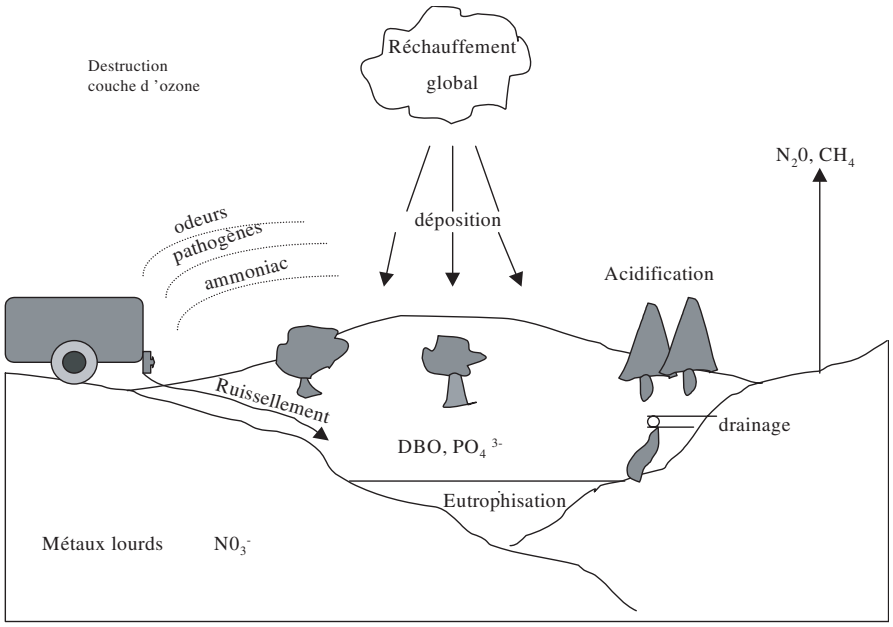


Figure 6.1-4
Différents types de pollution (eau, air, sol) liés aux activités d'élevage.

En ce qui concerne les élevages français, les bilans d'éléments tels que l'azote et le phosphore à l'échelle d'exploitations « type », montrent des déséquilibres parfois importants (*cf.* exemples ci-après).

Une exploitation de bovins laitiers en Bretagne

Le tableau 6.1-3 illustre la situation d'une exploitation mixte bovins laitier en Bretagne comprenant 60 UGB (unités gros bétail) dont 42 vaches laitières. Les 58 ha de surface agricole utile se répartissent en céréales (blé et maïs grain, soit 22,5 % de la surface agricole utile), prairie (46,4 %), maïs fourrage (25,1 %) et autres surfaces en jachère (3,1%). Le flux de fourrage interne représente 103 kg N/ha et 14 kg P/ha.

	kg N/ha	kg P/ha
Apports		
Engrais minéraux	114	5,7
Fertilisants organiques	38	13,3
Concentrés	75	7,2
Fourrage et paille	1	0,2
Produits animaux	1	0,2
Déposition atmosphérique	22	0
Fixation symbiotique	0	0
Total apports	*250*	*27*
Exports		
Cultures dérobées	35	7,2
Lait	31	5,6
Viande	5	1,2
Total exports	*71*	*14*
Surplus	*179*	*13*
% utilisation	*29*	*52*

Tableau 6.1-3
Bilan N, P d'une exploitation laitière en Bretagne.

Au demeurant, selon sa situation spécifique, on pourra trouver des bilans d'exploitation qui varient très fortement. Ainsi, sur un bassin versant suivi en Bretagne comprenant 22 exploitations laitières, les bilans varient entre –17 et 339 kg N/ha (écart-type de ± 93 kg N/ha). Ces différences peuvent s'expliquer par le niveau d'intensification (densité animale, niveau d'utilisation d'engrais minéraux et organiques) ou par la présence d'autres animaux sur l'exploitation.

Un élevage de porcs naisseur-engraisseur en Bretagne (tableau 6.1-4)

Les exploitations porcines varient considérablement par leur taille. L'évolution récente a montré que le nombre de porcs produits par exploitation a fortement augmenté. Cette situation conduit les éleveurs de porcs à exporter leur lisier vers *d'autres* exploitations ou à envisager les alternatives de traitement pour diminuer d'autant la charge polluante.

Dans l'exemple présenté dans le tableau 6.1-4, tout le parcellaire cultivé (soit 26,5 ha de blé et 22 ha de maïs) est utilisé pour l'aliment des porcs. Ce flux interne d'aliments représente 117 kg N/ha et 24 kg P/ha. L'exploitation dispose de 220 truies et produit 3 920 porcs charcutiers. Par suite des contraintes de gestion des déjections animales, celle-ci doit *exporter* 1250 m^3 de lisier par an sur les fermes environnantes. Le lisier utilisé sur l'exploitation elle-même représente un apport de 354 kg N/ha et de 30 kg P/ha.

2.2.1 Premier type de pollution : les eaux

Les pollutions d'origine agricole touchent les eaux superficielles et souterraines ; elles sont essentiellement dues aux nitrates, au phosphore, aux pesticides et au ruissellement des effluents ensilés. Lorsque ces flux dépassent les capacités épuratoires de ces écosystèmes, les eaux s'eutrophisent, entraînant une perte de biodiversité, un développement algal excessif et des nuisances aux activités de loisirs. Une forte teneur en nitrates représente également un obstacle à l'usage des eaux brutes souterraines ou superficielles pour produire de l'eau destinée à l'alimentation humaine et aux industries agro-alimentaires.

Enfin on citera le cas du potassium qui est en général très soluble et se trouve au sein de la phase liquide dans le cas des lisiers. Les sels de potassium sont absorbés ou fixés aux particules d'argile ou à tout autre composé fixant les cations. Le risque de migration du potassium dépend donc de la nature du sol, et là également, ce sont les sols sableux qui présentent le plus de risques. Il n'existe pas de risque sanitaire reconnu lié à la présence de potassium dans les eaux souterraines ou de surface ; cependant, une directive européenne a établi

	Kg N/ha	Kg P/ha
Apports		
Engrais minéraux	44	8,6
Aliments	542	94,5
Produits animaux	2	0,4
Déposition atmosphérique	22	0
Fixation symbiotique	0	0
Total apports	*610*	*103*
Exports		
Cultures dérobées	0	0
Viande	191	48,7
Déjections animales	116	40,5
Total exports	*307*	*89*
Surplus	*303*	*14*
% utilisation	*50*	*86*

Tableau 6.1-4
Bilan N et P d'une exploitation porcine en Bretagne.

à 10 mg/l la concentration maximale admissible pour l'eau de consommation humaine.

2.2.2 Deuxième type de pollution : l'air

Les bâtiments d'élevage et les épandages de lisiers sont des sources d'émissions d'un grand nombre de composés gazeux (plus de 100) (tableau 6.1-5). *Quantitativement, les pertes gazeuses représentent près de la moitié des intrants de l'élevage.* L'essentiel de ces pertes a lieu sous forme de vapeur d'eau (H_2O) et de dioxyde de carbone (CO_2). L'azote peut être émis sous différentes formes : diazote (N_2) non polluant, méthane (CH_4) et protoxyde d'azote (N_2O) gaz à effets de serre, ammoniac (NH_3) et oxydes d'azote (NO et NO_2) polluants pour l'atmosphère. D'autres gaz peuvent aussi être préoccupants : l'hydrogène

sulfuré (H_2S) et le monoxyde de carbone (CO) dangereux pour la santé humaine.

Les composés gazeux produits par les activités d'élevage proviennent essentiellement des déjections (Hartung et Phillips, 1994). Dans les bâtiments d'élevage, il s'agit de dépôt de déjections fraîches et du stockage du mélange fèces et urines. Des gaz sont également produits dans les zones de stockage à l'extérieur des bâtiments, suite à l'activité microbienne qui s'y développe et dont l'intensité dépend de la température, ainsi que de l'état de dilution des déjections. Les autres sources d'émission comprennent l'aliment, l'animal lui-même et les machines de l'exploitation.

Le dioxyde de carbone (CO_2) provient essentiellement de l'air expiré par les animaux et dans une moindre mesure du stockage dans les bâtiments. L'hydrogène sulfuré (H_2S) est issu de la décomposition microbienne d'aminoacides contenant du soufre. Le méthane est produit lors de fermentations anaérobies des acides gras volatils dans le lisier, ou de fermentations entériques des ruminants. Quant à l'ammoniac, il est issu de l'hydrolyse de l'urée qui se produit naturellement.

La comptabilisation réalisée par le Citepa des émissions nationales montre que 95 % des émissions nationales de NH_3 proviennent de l'agriculture (75 % de l'élevage), que 20 % des émissions nationales de gaz à effet de serre (hors comptage des puits de carbone) proviennent de l'agriculture (près de 10 % est attribué à l'élevage), que 76 % des émissions nationales de N_2O proviennent de l'agriculture (20 % est attribué à l'élevage) et que 80 % des émissions nationales de CH_4 proviennent de l'agriculture (principalement fermentation entérique des élevages de ruminants et gestion des effluents d'élevage).

Les méthodes traditionnelles d'élevage, avec notamment les systèmes de litière sur substrat pailleux, conduisant à des déjections gérées sous forme de fumier qui compostait naturellement, étaient relativement moins malodorantes que les pratiques actuelles conduisant à une déjection liquide : le lisier.

Les odeurs ne semblent pas poser de problèmes du point de vue de la santé humaine. Néanmoins, leur réduction est devenue un enjeu majeur dans les nouvelles unités de production animale. Les principaux composés volatils malodorants présents dans les déjections animales résultent de l'activité anaérobie ; il s'agit des acides gras volatils (AGV), des aldéhydes, des alcools, des indoles, mercaptans et diverses amines substituées.

Composé gazeux	Mécanisme de production	Impact sur l'environnement
Ammoniac (NH_3)	Dégradation enzymatique de l'urine (urée), ou dans le cas de déjections avicoles de l'acide urique. Dégradation microbienne (anaérobie) des fèces	Contribue aux pluies acides et acidification des sols (en particulier sous couvert boisé) et des eaux, participe donc au dépérissement forestier. Perturbe les écosystèmes naturels (déposition N) : eutrophisation des systèmes aquatiques notamment. Augmente les besoins en N engrais ce qui aggrave la pollution de l'eau et représente un manque à gagner pour l'agriculteur. Engendre des maladies respiratoires
Méthane (CH_4)	Fermentation entérique des ruminants Dégradation microbienne (anaérobie) des déjections	Gaz à effet de serre
Protoxyde d'azote (N_2O)	Dénitrification biologique incomplète ou nitrification en cas de litière.	Gaz à effet de serre Détruit la couche d'ozone
Dioxyde de carbone (CO_2)	Métabolisme animal Action microbienne sur excrétats.	Asphyxiant en cas d'accumulation Gaz à effet de serre
Hydrogène sulfuré (H_2S)	Dégradation microbienne anaérobie des fèces	Toxique
Odeurs (plus de 100 composés identifiés à l'état de traces)	Dégradation microbienne principalement anaérobie	Nuisance

Tableau 6.1-5
Caractéristiques des principaux gaz polluants émis en système d'élevage (d'après Phillips & Pain, 1998).

2.2.3 Troisième type de contamination : les sols

L'agriculture considère depuis longtemps le sol comme une ressource inépuisable de production toujours croissante, alors que, vu son processus de formation très lent, il doit au contraire être perçu comme une *ressource non renouvelable* (Robert et Stengel, 1999). Les sols sont influencés par les processus mis en jeu dans la dégradation physique, chimique et biologique ; ils sont le siège de transferts d'eau et de solutés ; ils conditionnent le volume, les directions et le

sens de ces flux vers les eaux souterraines et de surface. C'est dans les sols et sur les sols que les flux d'eau acquièrent l'essentiel de leur composition chimique concernant aussi bien le fond géochimique, que les caractéristiques consécutives à l'action de l'homme : formes de l'azote, éléments en traces métalliques, pesticides, etc.

Dans les activités d'élevage, le recyclage des déjections animales a été reconnu comme une pratique permettant de maintenir et d'améliorer les propriétés physiques et chimiques des sols. Cependant, les apports répétés de quantités excessives de lisiers et fumiers peuvent conduire à une accumulation de composés stables comme les éléments en traces métalliques et certains polluants organiques persistants.

Éléments en traces métalliques (ETM)

Pour ses besoins en matières premières, l'homme extrait des ETM des zones concentrées (gisements miniers), souvent situées en profondeur. De par ses activités, il les diffuse ensuite en surface dans la biosphère (contamination), *via* les déchets, les émissions atmosphériques, les produits agricoles et leurs impuretés, etc. (*cf.* chapitre 6.2).

L'apport répété d'éléments en traces métalliques au sol peut conduire à des phénomènes d'accumulation, puis de toxicités irréversibles.

En effet, les ETM apportés ont une grande affinité pour les argiles, les oxydes de fer et de manganèse et les matières organiques du sol, voire s'y précipitent. De plus, leur prélèvement par les plantes est infime (en général de 1 %), ainsi que leur lixiviation vers les eaux souterraines. Seule l'érosion peut dans certains cas exporter de grandes quantités d'ETM vers les eaux superficielles.

Plusieurs sources de contamination diffuse des sols par les ETM sont distinguées. Outre l'épandage de MOE, certaines pratiques agricoles sont susceptibles d'être sources de contamination des sols, notamment l'utilisation de produits phytosanitaires (cuivre dans le cas des fongicides cupriques (de la nature du cuivre)), de fertilisants minéraux (cadmium dans les phosphates notamment). On y ajoutera les dépôts atmosphériques provenant des transports, des industries et de la combustion d'énergie fossile.

En France, l'Académie des sciences, dans son rapport N° 42 (*Contamination des sols par les éléments-traces*, 1998), estime que 89 % des apports de cadmium aux sols du territoire français proviendraient des engrais phosphatés, 70 % du zinc des effluents d'élevage, 19 % du cuivre des effluents d'élevage et 76 % du cuivre des fongicides cupriques (figure 6.1-5).

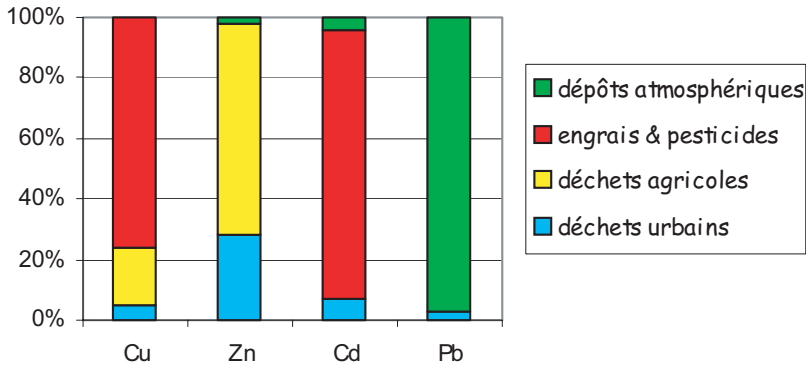


Figure 6.1-5
Estimation des sources majeures d'ETM dans les sols français. D'après : Académie des sciences, N° 42, Bourrelier PH. et Berthelin J. (coord.), 1998, Contamination des sols par les éléments-traces.

Ce bilan réalisé à l'échelle du territoire national doit être complété par un bilan à l'échelle de la parcelle.

Il est important de noter que les teneurs en ETM des produits susceptibles d'être épandus n'ont pas une grande signification en terme de risque, car c'est le flux de contaminants, et donc la quantité épandue, qui comptent. Un exemple de calcul est proposé par Arvalis – Institut du végétal, pour comparer les quantités d'ETM apportées par différents régimes de fertilisation satisfaisant les besoins en phosphore, azote et potassium d'une succession betterave-blé-pois-blé (tableau 6.1-6).

Il apparaît que seul se distingue nettement l'apport très faible en ETM lié à l'utilisation stricte d'engrais minéraux, à l'exception du cadmium, plus important que pour les autres régimes de fertilisation. Il convient toutefois d'utiliser ces valeurs avec réserve, car la variabilité des teneurs en ETM est très élevée, un facteur de 1 à 10 étant souvent observé entre la valeur la plus faible et la valeur la plus haute mesurée sur un même type de produit. De plus, le bilan des teneurs françaises en ETM des différentes MOE ou même des autres sources potentielles de contamination, est très mal renseigné.

La contamination diffuse par des ETM, entraînant une lente mais progressive accumulation dans les sols, peut se traduire à long terme par un risque important :

– pour la santé de l'homme, *via* la contamination de la chaîne alimentaire ;

– pour les écosystèmes « naturels » ;

Régime de fertilisation	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Engrais minéraux	4,5	24,8	3,8	0	0	0,3	0	35,8
Boues d'épuration municipales + engrais minéraux	2,7	54	330	2,3	40	90	10	802
Fumier de bovin + ammonitrate	2,7	43,3	105	0	79	37,5	0	565
Lisier de porcs + ammonitrate	3,5	22	338	0	15,7	13,5	0	787
Limite réglementaire (terres à pH>6)	*15*	*1 500*	*1 500*	*15*	*300*	*1 500*		*4 500*
Limite réglementaire (terres à pH<6)	*15*	*1 200*	*1 200*	*12*	*300*	*900*	*120*	*3 000*
Teneur moyenne dans les sols (g/ha)	*1 200*	*225 000*	*44 700*		*123 900*	*194 400*		*447 000*

Tableau 6.1-6
Apports en ETM (g/ha/an) en fonction du régime fertilisation (en référence à une teneur moyenne dans les sols (g/ha)).

– pour les agrosystèmes (phytotoxicité pour les cultures sensibles telles que la laitue très sensible au cadmium et au zinc, le seigle au cuivre, le céleri et le maïs au nickel, les légumes feuilles au plomb ; zootoxicité pour le bétail sensible tel que le mouton vis-à-vis du cuivre) ;

– pour les organismes des écosystèmes terrestres naturels (problèmes d'écotoxicité) ;

– pour les sols agricoles eux-mêmes (risques économiques de dévaluation des terres et des produits agricoles).

À titre d'exemple, on évalue à 1 million d'hectares la surface des terres polluées en cuivre en région viticole et à 0,25 million d'hectares celles contaminées en cuivre et zinc en région d'élevage intensif.

Les cas de parcelles agricoles, phytotoxiques vis-à-vis des cultures ou zootoxiques vis-à-vis du bétail broutant, sont une réalité dans quelques endroits, heureusement localisés, en France.

La contamination des aliments d'origine végétale par l'épandage de MOE est rarement observée en France aujourd'hui. Néanmoins, le risque à long terme n'est pas à écarter. En témoigne le cas de l'ancien « champ d'épandage » des eaux usées non traitées à Achères (dans la région parisienne et durant des décennies) qui est touché par l'interdiction de vente des légumes contaminés en cadmium notamment. Les teneurs en ETM dans les eaux usées étaient à l'époque de leur épandage nettement plus élevées qu'aujourd'hui et les quantités apportées étaient très importantes. Malgré ce constat on peut considérer que cela représente un cas extrême « réaliste » sur le long terme et cet exemple est à ce titre intéressant.

Par ailleurs, un certain nombre d'oligo-éléments, notamment le cuivre et le zinc, sont ajoutés à l'alimentation animale pour lutter contre certaines maladies ou pour favoriser la croissance. Ces supplémentations sont souvent excessives, car elles correspondent à une marge de sécurité destinée à pallier la connaissance imparfaite, d'une part des besoins de l'animal et d'autre part des facteurs alimentaires susceptibles de peser sur la biodisponibilité des oligo-éléments apportés. Ainsi, en post-sevrage du porcelet, le cuivre est souvent incorporé à des niveaux 30 % supérieurs aux besoins. Comme le cuivre et le zinc ingérés sont très peu assimilés par les animaux, il s'en suit des concentrations importantes dans les effluents d'élevage (par exemple : cuivre et zinc ingérés sont excrétés par le porc à 80 – 90 %).

Enfin, il faut ajouter que d'autres ETM tels que le plomb, le chrome, le nickel, le cadmium et l'arsenic sont introduits de façon non intentionnelle, *via* certains

suppléments minéraux (ce sont des impuretés). Par exemple : le cadmium peut être introduit par le biais des phosphates alimentaires, dont la richesse en cadmium dépend de la source.

En ce qui concerne la contamination des sols par les effluents d'élevage, le réseau d'observation « lisier-sol-plante », mis en place en 1973 dans 64 fermes représentatives d'élevage intensif de porcins, bovins et volailles, et sur 180 parcelles dans le Finistère, montre après 20 ans un très fort enrichissement des sols en phosphore assimilable (P_2O_5-méthode Dyer-Demolon), en potassium (K_2O), en cuivre et en zinc (Cu et Zn mesurés à l'EDTA, c'est-à-dire, selon une méthode permettant de déterminer les oligo-éléments phytodisponibles en sols carencés). Les enrichissements observés sont nettement liés aux apports cumulés de déjections. En raison de l'additivité de la phytotoxicité du cuivre et du zinc, les auteurs estiment par calcul que des problèmes de phytotoxicité risquent d'apparaître dans les exploitations les plus intensives à *échéance d'un siècle,* si les tendances observées perdurent.

Ces résultats sont confirmés par les données obtenues en France sur plusieurs sites expérimentaux de longue durée ou lors d'autres enquêtes faisant apparaître des augmentations des teneurs en phosphore, cuivre et/ou zinc dans les sols épandus.

Des phénomènes de lixiviation et d'érosion peuvent transférer les éléments en traces métalliques dans l'eau. Ainsi, les sédiments prélevés en 1989 dans différents estuaires de la côte bretonne (Finistère et Morbihan), loin de toutes sources industrielles ou portuaires, montent que leurs teneurs en cuivre augmentent avec la densité des porcs à l'hectare (selon une relation semi-logarithmique) dans un rayon d'environ 10 km.

Dans le cadre du réseau national d'observation mis en œuvre par l'Ifremer, les concentrations de plusieurs contaminants sont mesurés quatre fois par an dans les moules et les huîtres. La synthèse des résultats acquis entre 1979 et 1999 montre une amélioration de la contamination marine littorale pour deux métaux (cadmium et plomb) et une tendance à la détérioration pour trois autres (mercure, zinc et cuivre). Pour le cuivre, trois sources de pollution sont citées : les effluents d'élevage, le traitement des vignes et les peintures anti-salissures des bateaux.

Contrairement aux boues d'épuration et (bientôt) aux composts d'origine urbaine, il n'existe pas (à quelques exceptions près) de concentrations limites dans les effluents d'élevage, ni de flux limites d'ETM apportés par ces derniers. En revanche, il existe des concentrations limites dans les aliments pour le bétail de certains ETM (notamment le cuivre et le zinc) qui permettent, indirectement, de limiter les flux d'ETM apportés par les déjections animales.

Composés traces organiques

Les matières organiques exogènes (MOE) sont susceptibles d'apporter des composés traces organiques (CTO) aux sols lorsqu'elles sont épandues. La nature de ces CTO est intimement liée aux origines des MOE et à leur traitement. Une boue de station d'épuration urbaine, peut, selon l'origine des eaux usées, contenir plusieurs familles de CTO (polychlorobiphényles (PCB), . . .). Les boues ne sont pas les seules sources de CTO, ainsi les précipitations et même les effluents d'élevage peuvent apporter des PCB et des hydrocarbures poly-aromatiques (HPA) dans des proportions similaires. Les effluents d'élevage peuvent aussi apporter des résidus pharmaceutiques vétérinaires. Les composts de déchets verts sont susceptibles d'apporter des pesticides. Enfin, on sait que bon nombre de traitements (notamment les traitements biologiques) permettent de dégrader (au moins en partie) la plupart des CTO.

Le devenir des CTO dans l'environnement est très dépendant de leurs propriétés physicochimiques. À titre d'exemple, les CTO hydrosolubles vont avoir tendance à être entraînés dans les eaux souterraines, tandis que les CTO liposolubles sont à même de s'accumuler dans les produits animaux « gras » (lait et produits laitiers, etc.) ; quant aux CTO très biodégradables, ils vont être rapidement biodégradés dans les sols, tandis que les CTO persistants vont avoir tendance à s'y accumuler.

2.3 Régulations et contrôle des cycles par l'homme

Les cycles biogéochimiques des éléments majeurs (C, N, P, K) et des éléments traces métalliques dans les agrosystèmes où sont épandues des MOE peuvent être régulés et contrôlés par l'homme. Cette influence porte non seulement sur les flux d'éléments apportés aux sols, mais aussi sur la forme de ces éléments ainsi que sur leur devenir dans les sols et plus généralement dans les différents compartiments de l'environnement.

Le rôle de l'homme est déterminant dans la prévention de la pollution, et ce à trois niveaux : alimentation animale, modes de traitement des déchets et gestion agronomique.

2.3.1 Contrôle de l'alimentation animale

L'homme peut d'abord prévenir la pollution (des sols, de l'eau et de l'air), notamment en limitant les quantités d'éléments apportés en excès lors du retour au sol des MOE.

Ainsi, à titre d'exemple, les teneurs en ETM, en azote et en phosphore dans les effluents d'élevage peuvent être maîtrisées par l'*alimentation animale*. Le raisonnement de la supplémentation en cuivre et en zinc permet ainsi de la réduire aux stricts besoins de l'animal en fonction de son stade physiologique, sachant qu'aujourd'hui les doses administrées sont excédentaires et présentent des marges de sécurité élevées pour compenser les manques de connaissances sur les besoins. Les premiers résultats de recherches sur le porc montrent des marges de progrès très importants. L'augmentation de la biodisponibilité du cuivre et du zinc, afin de réduire les quantités ingérées et excrétées par l'animal, est aussi une voie explorée par la recherche. La modification des régimes alimentaires est également à l'étude, afin de limiter les quantités d'azote et de phosphore excrétées par l'animal dans les déjections ou directement dans l'air. Là aussi les résultats, nombreux, sont prometteurs. Enfin la modification des conduites d'élevage dans les bâtiments, voire le remplacement partiel du cuivre par d'autres produits, lors du post-sevrage du porc, sont à l'étude et permettraient de diminuer encore les apports de cuivre. Le Corpen a pu récemment (2003), sur la base des premiers résultats de recherche, faire des recommandations pour diminuer les rejets d'azote, de phosphore, de potassium, de cuivre et de zinc des porcs, notamment :

- en passant de l'alimentation unique standard à l'alimentation biphase (permettant de diminuer les rejets d'azote et de phosphore dans les lisiers et de NH_3 dans l'atmosphère) ;
- en réduisant les doses de Cu et de Zn administrées aux porcs à certains stades physiologiques.

Au demeurant, une approche globale et cohérente sur l'ensemble des flux d'ETM entrants sur les sols est nécessaire (toutes sources confondues = MOE, dépôts atmosphériques, phosphates, produits phytosanitaires, etc.). Elle seule permettra de limiter les flux d'ETM efficacement. Cette démarche est amorcée pour l'homologation des matières fertilisantes (avec notamment la fixation de flux limites pour neuf métaux dans les matières fertilisantes). Elle mériterait d'être élargie. La double approche « flux limite » et « concentration limite » permettrait, enfin, d'être plus sécuritaire pour les MOE.

2.3.2 Intérêt du traitement des effluents d'élevage

Alors que la production est *continue*, la demande (ou l'utilisation) est *discontinue* (période favorable en fonction des besoins des cultures). La gestion des déjections passe alors par trois étapes : le stockage pendant une période suffisante, l'épandage avec des outils adaptés et enfin les traitements d'appoint en

vue d'éliminer les nuisances et les risques de pollution dus aux éléments fertilisants excédentaires.

L'application des différentes directives, notamment la directive nitrates, nécessite le développement de procédés de traitement ; ces procédés sont de trois types :

- physique : procédés de séparation, filtration par le sol, procédés membranaires ;
- biologique : traitement aérobie, digestion anaérobie, compostage ;
- chimique : additifs, précipitation de phosphate.

Les différents types peuvent d'ailleurs être associés. Ainsi, les systèmes de traitement biologique sont caractérisés par le développement contrôlé d'une culture bactérienne aérobie qui se nourrit de la matière organique contenue dans le lisier (Béline *et al.,* 1998). Mais, à ce module de traitement biologique (réacteur), viennent éventuellement s'ajouter des modules de traitement physicochimique : séparation de phase du lisier brut, séparation de phase du lisier aéré. En outre, afin d'obtenir une élimination d'azote optimale, le traitement du lisier est effectué dans des réacteurs d'aération séquentielle. En effet l'alternance de cycles d'aération et de « non-aération » (anoxie) permet dans un premier temps, en présence d'oxygène, l'oxydation de l'ammonium en nitrites et nitrates (nitrification) et dans un deuxième temps, en l'absence d'oxygène, la réduction de ces formes azotées en azote gazeux (dénitrification) (figure 6.1-6).

Au cours de l'aération, une partie importante de l'oxygène fourni est utilisée pour la dégradation de la matière organique. Par ailleurs, durant les périodes d'anoxie, une fraction du carbone est dégradée pour assurer les besoins de la dénitrification.

En plus de l'élimination d'azote, ce procédé d'épuration présente d'autres avantages comme :

- une réduction des composés malodorants et des émissions de méthane au cours du stockage et de l'épandage ;
- une réduction de la charge organique (DCO et DBO5) du lisier.

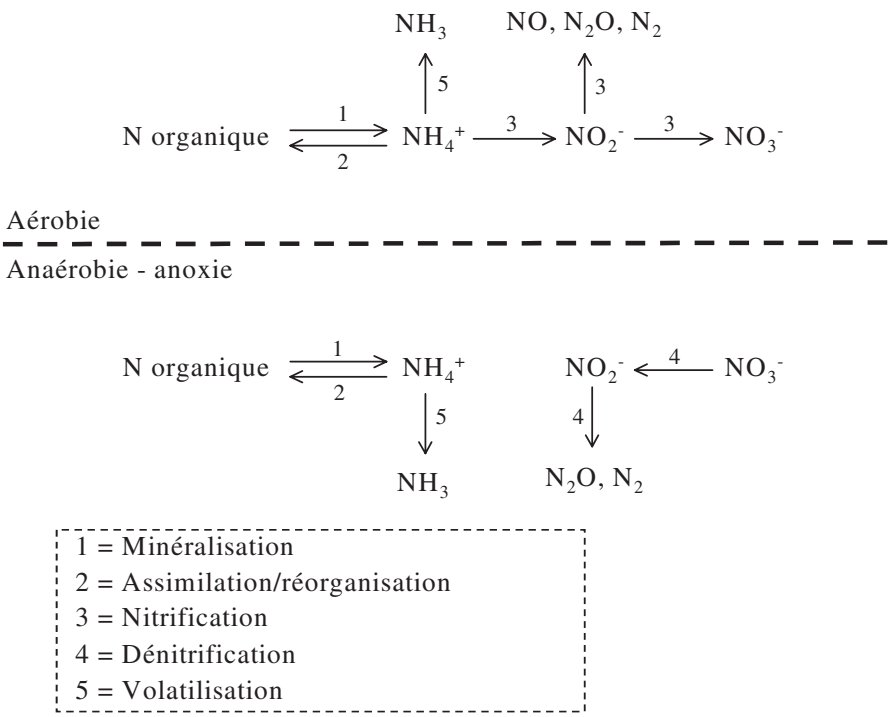


Figure 6.1-6
Les transformations de l'azote au cours du traitement aérobie du lisier.

2.3.3 Rôle du raisonnement agronomique (gestion raisonnée des apports et équilibre de fertilisation)

Le rôle du raisonnement agronomique dans la régulation des cycles biogéochimiques des éléments majeurs et en traces et dans la diminution des impacts négatifs liés à l'épandage des effluents d'élevage est déterminant. Ce raisonnement agronomique s'applique aussi aux autres MOE et plus généralement à *l'ensemble des fertilisants*, que ceux-ci soient organiques ou minéraux.

Les effluents produits sur l'exploitation ou provenant d'élevages extérieurs à celle-ci ont vocation à être épandus sur les cultures et sur les prairies éventuelles pour répondre aux besoins agronomiques dans le respect des exigences sanitaires et environnementales d'une part, et des contraintes en vigueur d'autre part. La maîtrise d'une gestion durable consiste donc à optimiser la répartition des effluents dans le temps et l'espace en faisant coïncider un territoire d'îlots de parcelles épandables avec une disponibilité maximum d'amendements et de fertilisants. Elle repose sur la prise en compte des quatre points suivants.

La connaissance des effluents produits par les ateliers d'élevages

Les effluents gérés sur une exploitation après une période de stockage plus ou moins longue peuvent provenir d'un seul atelier d'élevage ou de plusieurs ; ils sont susceptibles par ailleurs de faire l'objet de traitements tels que, par exemple, le compostage pour un fumier ou un traitement biologique associé éventuellement à une ou plusieurs séparations de phases pour un lisier d'élevage intensif. Les produits auront des caractéristiques propres liées à leur consistance solide ou pâteuse voire liquide, à leur composition en éléments organiques et minéraux, à la biodégradabilité de la matière organique et enfin à la biodisponibilité d'éléments nutritifs.

En conséquence, les produits riches en matière organique stable seront orientés selon les bilans humiques parcellaires et selon les besoins spécifiques éventuels des sols. Les fumiers riches en matière organique peu décomposée et nécessitant d'être enfouis seront épandus avant le labour d'implantation d'une culture et suffisamment tôt en fin d'hiver. en revanche, un compost épandu à dose modérée avec un épandeur muni d'une table d'épandage pourra être destiné à des prairies, soit à l'automne si sa maturité est suffisante, soit en fin d'hiver. Les lisiers incorporés à l'implantation d'une culture de printemps seront apportés d'autant plus tardivement à cette saison qu'ils seront pauvres en matière organique biodégradable lentement. Les lisiers de porcs dilués pourront être épandus en couverture sur des céréales ou sur des prairies destinées à la fauche. Les lisiers de bovins plus ou moins riches en paille seront incorporés au printemps après l'épandage éventuel des fumiers. Sur les prairies, il est également possible d'incorporer des lisiers à l'aide d'un épandeur équipé d'un broyeur et d'un enfouisseur.

La composition des effluents divers est plus ou moins équilibrée en éléments nécessaires sur une parcelle d'épandage. Certains déséquilibres résultent de traitements visant l'élimination ciblée d'éléments : une boue accumulera par exemple le phosphore insoluble, alors qu'un surnageant de décantation concentrera au contraire le potassium soluble. Dans ce cas, les épandages seront combinés pour compenser les déséquilibres (Belan, 2001).

La prévision des quantités disponibles des différents effluents ayant chacun une composition donnée constitue une étape clé pour pouvoir établir le plan prévisionnel d'épandage.

La connaissance du parcellaire de l'exploitation (îlots de cultures et de prairies réceptrices)

Les îlots regroupent les parcelles traitées de manière homogène. Les besoins agronomiques se définissent en fonction de l'histoire culturale de ces parcelles,

des bilans de fertilité organique et minérale du sol, du mode d'exploitation et de récolte de l'espèce végétale, de ses exigences spécifiques et du potentiel de production accessible. Ils sont traduits en flux de matière organique et d'éléments fertilisants nécessaires sur chaque îlot.

Pour chacun d'eux, il existe des contraintes d'épandage. L'enfouissement n'est pas toujours possible. L'hygiène alimentaire des animaux d'élevage restreint l'épandage sur les prairies. La période d'épandage est plus ou moins réduite par les programmes d'action de la directive nitrate en fonction du « type de fertilisant ».

Enfin, à l'échelle de la « surface potentielle d'épandage » de l'exploitation, la dose moyenne d'épandage peut être plafonnée annuellement par la réglementation. Ce plafond est fixé à 170 kg/ha d'azote d'origine animale en « zone vulnérable » (directive nitrate). Un seuil de ce genre est envisagé à brève échéance pour le phosphore. Signalons que de telles contraintes exprimées en termes de flux d'éléments et de périodes de cumul des apports réalisés lors d'une année donnée existent pour les produits relevant de l'homologation, de la normalisation et de démarches de qualité.

La répartition des effluents en fonction du plan de fumure prévisionnel global

Dans une situation favorable, les effluents épandus sur un îlot apportent les éléments fertilisants, dans la limite des besoins prévus pour un ou plusieurs d'entre eux. Pour les autres éléments, majeurs en particulier, le déséquilibre doit être corrigé par des engrais minéraux. Dans le cas de l'azote nécessaire sur des espèces comme les céréales et le colza, la fumure azotée est ajustée progressivement pendant le déroulement du cycle cultural, ce qui nécessite de mettre en œuvre des diagnostics successifs : reliquat minéral azoté dans le sol, composantes du rendement, teneur en azote dans la plante. Pour les éléments secondaires, la correction se fait périodiquement en fonction d'une analyse de terre, le redressement du pH et la correction du magnésium étant parfois examinés simultanément. Pour les oligo-éléments, une correction peut se justifier dans des situations locales, mais c'est surtout l'excès de cuivre et de zinc, éléments apportés dans les aliments pour porcs ou volailles, que l'on craint en élevage hors-sol intensif.

Dans les exploitations où la répartition des seuls effluents conduit à un dépassement de fumure pour certains éléments majeurs et secondaires ou pour certains oligoéléments, une solution est recherchée pour résorber le déséquilibre actuel.

L'ajustement final de la fumure azotée.

Après que la répartition des effluents ait été réalisée conformément au plan de fumure prévisionnel global, la fumure azotée nécessite encore d'être ajustée sur les prairies et sur certaines cultures. L'optimisation s'appuie sur le fractionnement des apports annuels complémentaires d'une part et sur l'ajustement des doses partielles d'autre part. En conséquence, la fumure azotée prévue en début de campagne culturale par la méthode du bilan prévisionnel peut être révisée à la baisse si le potentiel de rendement espéré n'est pas atteint ou encore si le sol fournit davantage d'azote que prévu par les grilles.

3 Perspectives et recommandations

Trois types de recommandations peuvent être dégagés de cette présentation, montrant tout l'intérêt qu'il y avait à aborder ce genre de problèmes en s'appuyant sur une vision biogéochimique. Ces recommandations concernent :

- l'amélioration des modes de régulation ;
- l'amélioration des outils d'évaluation ;
- l'intérêt de disposer de réseaux d'observation.

3.1 Amélioration des modes de régulation

Cette amélioration repose avant tout sur le raisonnement agronomique, mais aussi sur les modes de traitement et sur la nature de l'alimentation animale.

3.1.1 Amélioration du raisonnement agronomique

L'utilisation des matières organiques exogènes (MOE) pour l'apport d'éléments fertilisants (azote, phosphore, potassium) en agriculture est nettement plus complexe que celle d'engrais minéraux. Les MOE ont en effet une composition moins stable et l'azote y est, souvent en grande partie, sous une forme organique, non immédiatement minéralisable dans les sols et donc non immédiatement utilisable par les plantes cultivées. En conséquence, nombre d'agriculteurs, afin d'assurer de bons rendements, apportent des engrais minéraux en plus des MOE, sans toujours tenir compte des éléments fertilisants déjà apportés par celles-ci. Ceci a pour conséquences des apports excessifs en azote et en phosphore et des risques de pollution des eaux.

Par ailleurs, et pour des raisons de commodités, les MOE (effluents d'élevage, boues d'épuration, etc.) sont souvent épandues au plus proche de leur lieu de production, ce qui induit des excès sur certaines parcelles, tandis que les parcelles plus éloignées reçoivent essentiellement des engrais minéraux.

Il a été montré que le simple fait de répartir de façon plus homogène les effluents d'élevage sur le territoire national, permettrait de faire quasiment disparaître les zones en excédents structurels. Ceci implique néanmoins des exportations d'effluents provenant des exploitations d'élevage les ayant engendrés.

Par ailleurs, une meilleure connaissance des formes d'azote (et du phosphore) et une meilleure prédiction de leur libération au champ, une fois les MOE épandues au sol, permettrait de mieux raisonner l'apport de MOE en fonction du sol et des besoins de la plante. Ceci aurait pour conséquence d'éviter un apport superflu d'engrais minéraux et de réduire les excès d'éléments fertilisants susceptibles de polluer les eaux.

On constatera aussi que la répartition des épandages de MOE sur les parcelles agricoles est souvent très hétérogène, avec des zones sous-fertilisées et des zones sur-fertilisées, entraînant une non-optimisation des MOE sur le plan agronomique, de possibles relargages de l'azote vers l'eau et des perturbations sur les rendements.

Les coefficients d'hétérogénéité observés par exemple sur les boues, les fumiers et les composts sont en moyenne de 30 % et la variabilité longitudinale[1] pour les engrais organiques, de l'ordre de ± 400 à 500 %. Quand on sait qu'une erreur de + 10 % sur la dose d'engrais minéral peut générer un flux de 50 mg de NO_3 par litre vers la nappe phréatique, on comprend l'importance d'une bonne maîtrise de l'apport en termes de dose et de localisation. Il faut dire que l'épandage des boues liquides et des lisiers n'est pas non plus facile, car il existe des risques de bouchage des enfouisseurs et des rampes à pendillards.

L'approche technologique, dans ce contexte, représente un levier d'action important, car il existe des marges de progrès sur les matériels d'épandage utilisés, en termes de qualité de répartition et de précision des doses.

Enfin, alors que les travaux réalisés dans le cadre de la stratégie européenne de protection des sols montrent que les sols européens (sols français compris)

[1] Lors de l'épandage (à l'aide d'un épandeur, à table ou à hérisson notamment) de déchets et/ou de sous-produits organiques (boues d'épuration, effluents d'élevage, . . .), on observe souvent une mauvaise répartition des matières épandues au champ. On distingue : la répartition transversale, qui est liée à la largeur du travail (c'est-à-dire à la largeur de projection et à la largeur du recouvrement) et la répartion longitudinale, qui traduit la variation du débit au cours de la vidange.

subissent des pertes en matière organique, préjudiciables au maintien des principales fonctions du sol, et que les besoins en matière organique sont donc importants, force est de constater que la demande en matière organique des agriculteurs est très faible.

Afin d'améliorer le raisonnement agronomique en relation avec l'apport de MOE en agriculture, il apparaît donc indispensable :

- de perfectionner les modèles de prédiction du comportement au champ pour la matière organique, l'azote, le phosphore, voire le potassium et le soufre ;

- d'améliorer les méthodes d'analyses chimiques et de tests (formes d'azote, fractionnement de la matière organique, cinétique de minéralisation, etc.) et de constituer les référentiels d'interprétation, afin d'alimenter les modèles ;

- d'approfondir les connaissances scientifiques fondamentales sur les mécanismes qui régissent le comportement des éléments et de la matière organique apportés par les MOE dans les sols et sur leur cycle biogéochimique ;

- d'amplifier les connaissances scientifiques concernant les effets des matières organiques apportées par les MOE sur les principales fonctions du sol ;

- d'améliorer les méthodes de caractérisation du comportement physique des MOE, de déterminer les process de traitement des MOE permettant de faciliter leur épandabilité, de mieux comprendre les lois d'écoulement, enfin de perfectionner les matériels d'épandage des MOE (hérissons, tables d'épandage, broyeurs-répartiteurs, enfouisseurs, etc.) ;

- de divulguer les résultats scientifiques auprès du monde agricole, notamment en formant les conseillers agricoles, en intégrant les modèles décrits plus haut dans les logiciels de raisonnement agronomique utilisés par ces mêmes conseillers et en normalisant et en diffusant auprès des laboratoires d'analyses les méthodes d'analyses et de tests, ainsi que les référentiels (*cf.* plus haut) ;

- enfin, de travailler en partenariat avec les constructeurs de matériel d'épandage, de façon qu'ils soient en mesure de proposer des matériels fiables et précis.

3.1.2 Amélioration des traitements de MOE

Il convient dorénavant d'améliorer chaque filière de traitement dans le but de limiter les impacts négatifs sur l'environnement, et ce en distinguant les effluents d'élevage, les boues de station d'épuration, les déchets organiques d'origine urbaine. . .

Le degré de complexité des équipements et la possibilité d'exporter tout ou partie des co-produits solides, déterminent la quantité résiduelle d'éléments à risque comme le phosphore et les métaux lourds gérée à l'échelle de l'exploitation. L'épandage, basé sur les limites actuelles en azote ou en phosphore, des boues biologiques produites par les différents types de stations ne permettrait pas de respecter, vis-à-vis des métaux lourds, la réglementation en vigueur pour l'épandage des boues de stations d'épuration des eaux usées. Afin d'éviter, localement, l'accumulation de métaux lourds dans les sols, il semble nécessaire de développer des procédés permettant d'exporter et de valoriser les boues biologiques issues du traitement des lisiers.

3.1.3 Contrôle de l'alimentation animale

Il est clair aujourd'hui que les teneurs en éléments en traces métalliques (ETM), en azote et en phosphore dans les effluents d'élevage, de même que les émissions polluantes (dans l'eau et dans l'air) liées à la gestion de ces effluents, peuvent être maîtrisées par l'alimentation animale.

Il faut noter que dans ce domaine les marges de progrès sont importantes, puisque par exemple une enquête sur plusieurs exploitations d'élevage porcins bretons montre que les éléments nutritifs sont apportés en excédent par rapport aux exportations culturales (165 % pour l'azote, 189 % pour le phosphore, 245 % pour le nickel, 1 718 % pour le cuivre et 655 % pour le zinc et ce, malgré les limitations de l'azote organique épandu).

Les voies de progrès dans ce domaine sont diverses, tout en souhaitant le maintien des performances d'élevage :

- utilisation de phytases microbiennes qui permet d'augmenter la biodisponibilité (digestibilité) du phosphore et du zinc, et donc de diminuer leur apport ;
- ajustement des apports de cuivre et de zinc aux stricts besoins des animaux (d'où des besoins de connaître plus précisément les besoins aux différents stades physiologiques, notamment pour les autres espèces que le porc) ;

- apport de zinc sous une forme protégée de l'action des phytases ou de cuivre sous une forme protégée en utilisant des additifs susceptibles de modifier l'impact de certains ligands, qui permettent d'améliorer la biodisponibilité du zinc ou du cuivre et donc de diminuer leur apport ;
- passage de l'alimentation unique et standard à l'alimentation multiphase (chez le porc) permettant de diminuer les rejets de cuivre et de zinc ;
- baisse de la teneur en protéines des aliments pour le porc permettant de diminuer les rejets en azote (excrétion d'azote dans les lisiers, émission de NH_3 pendant la collecte, le stockage et l'épandage des lisiers) ;
- augmentation des fibres dans les aliments (qui dans certains cas permettrait de diminuer les rejets de NH_3 par exemple) ;
- complémentation au pâturage avec des céréales ou une ration complète comprenant des protéines digestibles, qui permettrait de diminuer les émissions de NH_3 ;
- recherches d'alternatives aux facteurs de croissance minéraux (cuivre et zinc).

3.2 Amélioration des outils d'évaluation

Elle concerne deux aspects : d'une part, l'évaluation des risques et d'autre part, l'évaluation des impacts sur l'environnement.

3.2.1 Évaluation des risques

La méthode d'évaluation des risques pour l'homme ou pour les écosystèmes, développée à l'origine aux États-Unis, a été par la suite largement reprise en Europe. Utilisée notamment pour l'évaluation des substances pouvant être mises sur le marché (produits phytosanitaires par exemple), elle sert également pour évaluer les sites pollués (choix des filières de réhabilitation, établissement des seuils pour les éléments traces métalliques ou les polluants organiques, décisions de restriction d'usage des sols, etc.), et pour l'épandage de MOE (établissement des seuils réglementaires pour l'épandage des boues ou pour l'homologation des matières fertilisantes, etc.) Elle peut également être utilisée, tout comme les outils d'évaluation des impacts globaux sur l'environnement, pour définir et orienter les programmes de recherche et de surveillance sur l'environnement, ces deux outils étant complémentaires et autorisant une approche globale et interdisciplinaire. De plus, ils permettent de synthétiser les connaissances acquises et de les rendre ainsi accessibles aux décideurs (administration, industriels, collectivités, etc.).

Néanmoins, le mode d'évaluation des risques souffre de lacunes, tant du point de vue méthodologique (notamment modélisation des transferts et de la bioaccumulation dans les chaînes trophiques naturelles, modélisation des écosystèmes, etc.) que d'un point de vue référentiel (données écotoxicologiques et toxicologiques, facteurs de bioconcentration, etc.), l'évaluation des risques pour les écosystèmes étant plus en retard et plus complexe que celle pour l'homme. Outre, les améliorations pour combler ces lacunes, il paraît indispensable de *coupler les approches « risques pour l'homme » et « risques pour les écosystèmes »*. De plus, la démarche repose sur des données entrantes de type physicochimique (teneur en éléments traces métalliques dans les MOE et dans les sols récepteurs, pH et granulométrie des sols, par exemple) ; elle ne prend en compte généralement que des teneurs *totales* et ne permet d'étudier les contaminants qu'*individuellement*. Il paraît alors indispensable de la compléter en y intégrant la spéciation, les effets de « cocktails de contaminants » (effets antagonistes ou cumulatifs) et la possibilité de rentrer des résultats de tests d'écotoxicité terrestre ou aquatique (les MOE étant des matrices particulièrement complexes, dans lesquelles on ne sait pas doser la plupart des contaminants, dont on ne connaît pas toujours les effets nocifs).

Il est donc utile de développer des batteries de tels tests d'écotoxicité adaptées à la filière de retour au sol des MOE.

3.2.2 Évaluation des impacts globaux sur l'environnement

Les outils d'évaluation des impacts globaux sur l'environnement tels que l'ACV (analyse du cycle de vie), sont utiles à la prise de décision, dans les choix de filière de gestion des MOE notamment. Ce sont des outils de comptabilité des flux, qui donnent des résultats qualitatifs de comparaison, mais pas des résultats quantitatifs à prendre au pied de la lettre.

Ils ont un intérêt certain pour comparer différentes solutions de gestion de MOE sur les impacts en terme d'effet de serre, d'émission de pollutions atmosphériques, de consommation d'énergie, d'eau et d'autres ressources naturelles, de qualité de l'eau et en principe de qualité des sols, de toxicité et d'écotoxicité.

Ils intègrent la notion de cycles biogéochimiques des éléments et vont même au-delà en considérant les impacts.

Ils ont leur utilité pour développer une approche globale sur les impacts environnementaux et pour prendre du recul. Ainsi, ils peuvent éviter de se focaliser sur les impacts en relation avec la qualité de l'eau, comme c'est le cas en Bretagne vis-à-vis des choix de gestion, notamment de traitement, des effluents d'élevage.

Néanmoins, ces outils souffrent de lacunes méthodologiques telles que la prise en compte des effets sur la santé, sur les écosystèmes et sur les sols. Ainsi, pour le cas particulier des sols, les possibilités de séquestration du carbone ne sont que rarement prises en compte et il n'est jamais pris en compte les impacts négatifs ou positifs sur les pertes de matières organiques ou de biodiversité dans les sols, sur l'érosion et la compaction des sols ainsi que sur leur contamination par les éléments en traces métalliques ou les micropolluants organiques.

Afin de permettre à ces outils (notamment les ACV) de revendiquer une approche horizontale sur l'environnement et la santé, il est indispensable d'y apporter des améliorations méthodologiques sur les trois aspects décrits plus haut (sol, santé et écosystèmes). Afin d'en faire des outils d'aide à la décision dans le cadre du développement durable, des améliorations méthodologiques sont indispensables aussi pour les compléter avec des aspects économiques et sociaux. Enfin, on constatera que les ACV sont principalement utilisés et alimentés par les organismes de recherches ou des bureaux d'étude très spécialisés pour les donneurs d'ordre du niveau national (ministères, grandes entreprises, agences nationales, etc.). Si cette utilisation nationale doit être maintenue, il semble également intéressant de « démocratiser » l'outil en le rendant accessible à de plus petites structures (bureaux d'études, instituts techniques, certaines collectivités, chambres d'agriculture, etc.), afin qu'une collectivité puisse comparer les différentes solutions de gestion de ses déchets organiques qui s'offrent à elle pour son cas particulier, mais aussi afin qu'un éleveur puisse se situer vis-à-vis des autres éleveurs de son département, etc. Les outils devront alors être adaptés à cette utilisation ; des formations devront être dispensées et les référentiels mis en commun.

3.3 Développement de réseaux d'observation et de sites expérimentaux

La mise en place d'observatoires « lourds » environnementaux bien équipés et *dédiés à l'épandage des MOE* et notamment à l'étude des cycles biogéochimiques des éléments s'avère indispensable ; elle permet en effet :

- de détecter éventuellement et précocement des impacts ou des risques liés à l'épandage des MOE et donc de prendre rapidement les mesures nécessaires pour réduire et gérer ceux-ci ; il s'agit d'une fonction d'alerte ;
- d'établir des bilans, utiles notamment pour améliorer la réglementation ou les guides de bonnes pratiques (détermination de seuils, de délais ou distances sanitaires, limitation des usage de sols, obligation d'enfouir ou de traiter, etc.) ;

– de permettre aux scientifiques de valider des outils (modèles de transfert ou d'exposition, batteries de tests d'écotoxicité, méthodes de spéciation des éléments traces métalliques, etc.).
– de conserver des échantillons (de sols et de végétaux notamment) qui pourront être réanalysés lorsque les contaminants d'intérêt sanitaire ou environnemental disposeront d'une méthode d'analyse fiable, moins chère ou plus précise ou encore lorsqu'on mettra en évidence le caractère nocif de tel ou tel élément ou molécule ;
– d'évaluer l'efficacité des mesures mises en œuvre (nouvelle réglementation ou politique publique, nouvelle politique locale d'amélioration de la qualité de MOE, etc.) ;
– de permettre de réunir sur un nombre réduit de sites des équipes de recherche pluridisciplinaires, la pluridisciplinarité étant indispensable lorsqu'on s'intéresse à l'environnement ; ceci ayant pour conséquence aussi d'optimiser les moyens humains et financiers, la plupart du temps publics, et de favoriser les synergies.

Couplés à des observatoires environnementaux « légers » (notamment au RMQS, Réseau de mesure de la qualité des sols) et à quelques sites expérimentaux adaptés à la compréhension des mécanismes en jeu, les observatoires « lourds » permettent également :

– de simuler des évolutions, des impacts ou des risques à venir, en utilisant des modèles et en s'appuyant sur les possibilités offertes par les systèmes d'information géographique (SIG) ;
– de généraliser des situations observées localement à l'ensemble du territoire français.

Ceci étant, afin d'optimiser ces observatoires « lourds », il est indispensable par ailleurs :

– de rechercher de *nouveaux* indicateurs, notamment des bio-indicateurs de qualité des sols, des indicateurs permettant de connaître les formes de matières organiques en lien avec les fonctions du sol et de développer les référentiels d'interprétation associés ;
– d'assurer la *pérennité* des observatoires, et notamment la pérennité des financements. Ceci est d'autant plus utile que la plupart des évolutions (dans les sols notamment) ne pourront être mises en évidence qu'au bout de dix, trente ans ou plus. Cette pérennisation doit être recherchée tant au niveau français qu'européen ;

- de mettre en *réseau* ces observatoires et d'animer ce réseau ; d'où la nécessité :
  - de définir et d'harmoniser les stratégies d'échantillonnage, les protocoles de prélèvement et de mesures ainsi que les paramètres à renseigner ;
  - de développer deux nouveaux corps de métier au sein de la recherche (coordinateurs de sites et de réseaux et responsables de l'archivage et de la gestion des échantillons) ;
  - enfin de mettre en place un système d'information performant, qui soit accessible à l'ensemble des chercheurs travaillant sur les observatoires et permettant d'assurer les échanges de données.

Références bibliographiques

Académie des sciences (Bourrelier PH., Berthelin J. coord.) (1998). *Contamination des sols par les éléments-traces : les risques et leur gestion*. Rapport n°42 de l'Académie des sciences, Tec & Doc, Lavoisier.

Belan J. (2001). Simulation du potentiel d'utilisation raisonnée des lisiers de porcs et de leurs co-produits. Analyse de conséquences sur trois exploitations réelles. *Agrosol,* **12** (2) : 74-84.

Béline F., Martinez J. et Burton CH. (1998). Traitement aérobie du lisier de porcs. Bases théoriques et techniques. *Vecteur Environnement*, **32** (2) : 38-48.

Bertrand M. (1994). De la production à l'épandage : la gestion des lisiers de porc. *Bulletin Technique d'Information*, **14** : 53-71.

Bisaillon JG., Beaudet R., Sylvestre M., Ishaque M., Morin A., Dranco Di E. et Guerin AM. (1984). Aspects microbiologiques du lisier de porc. *Sciences et Techniques de l'Eau*, **17** : 397-400.

Burton CH., Beck J., Bloxham P., Derickx P., Martinez J. (eds) (1997). *Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture*. Silsoe Research Institute, GBR, 181p.

Coillard J. (1997). Procédés de traitement des lisiers de porc étudiés en France – Principales techniques adaptées à la gestion des lisiers en zone d'excédent structurel. *Ingénieries – EAT* – n°10, p 17-33.

Couton Y., Boiran M., Devroe C., Senez L., Germon JC., Lemière JP. et Coquille JC. (1995). *Épuration de l'azote des lisiers de porcs par nitrification et dénitrification dans un procédé rustique d'épuration dérivé des lits bactériens*. Journées de la Recherche Porcine en France, **27** : 359-366.

De Haan FAM. et Van der Zee EATM. (1994). Soil protection and intensive animal husbandry. *Marine Pollution Bulletin*, **29** : 439-443.

Girard MC., Walter C., Rémy JC., Berthelin J. et Morel L. (2005). *Sols et environnement*. Dunod – Sciences sup – Cours, exercices et études de cas (2e cycle/master, écoles d'ingénieurs, professionnels), 816 p.

Hartung J. et Phillips VR. (1994). Control of gaseous emissions from livestock buildingsand manure stores. *Journal of Agricultural Engineering Research,* **57** :173-189.

Martinez J. (1996). Traitement des déjections animales (lisiers) en France : bref aperçu. *Ingénieries – EAT* – Numéro spécial : Déjections animales en europe, p. 31-38.

Martinez J. (1997). Solepur : a soil treatment process for pig slurry with subsequent denitrification of drainage water. *Journal of Agricultural Engineering Research*, **66** (1) : 51-62.

Martinez J., Burton CH., Sneath RW. et Farrent JW. (1995). A study of the potential contribution of sedimentation to aerobic treatment processes for pig slurry. *Journal of Agricultural Engineering Research,* **61** (2) : 87-96.

Phillips VR. et Pain BF. (1998). Gaseous emissions from the different stages of European livestock farming. *In* Matsunaka T. (ed). *International workshop on environmentally friendly management of farm animal waste*, Sapporo, Japan, 25-29 November 1997, Sapporo, JPN, p. 67-72.

Rieu M. (2003). Économie et avenir de la filière porcine. *Inra Productions Animales*, **16** (5) : 341-348.

Robert M. et Stengel P. (1999). Sols et agriculture : ressource en sol, qualité et processus de dégradation. Une prospective mondiale, européenne et française. *Cahiers Agricultures*, **8** : 301-308.

Safley LM., Casada HE., Woodbury JW. et Roos KF. (1992). *Global methane emissions from livestock and poultry manure*. United States Environmental Protection Agency. Report N400/1-91/048.

Szögi AA., Humenik FJ., Rice JM. et Hunt P. (1997). Swine wastewater treatment by media filtration. *Journal of Environmental Science and health*, B **32** (5) : 831-843.

Texier C. (1999). *Traitement des lisiers : descriptif des procédés français*. Institut technique du porc, Paris, 23 p.

Unwin RJ. et Smith KA. (1995). Nitrates leaching from livestock manures in England and the implication for organic farming of nitrate control policy. *In : Nitrogen leaching in ecological agriculture*, 319-327.

Van Gastel JPBF. et Thelosen JGM. (1995). *Reduction of the volume of sow slurry with reverse osmosis*. P1.129, 48 p. Research Institute for Pig Husbandry, The Netherlands.

Willison T., Goulding K., Powlson DS. et Webster C. (1995). Farming, fertilizers and the greenhouse effect. *Outlook on Agriculture*, **24** : 241-247.

SOUS-CHAPITRE 6.2

Biogéochimie et réhabilitation des sites miniers et industriels

JACQUES BERTHELIN ET MICHEL LEBRUN

Introduction

Les sites urbains, miniers et industriels sont des « écosystèmes atypiques » où, soit par utilisation de combustibles fossiles et de matériaux plus ou moins transformés, soit par extraction, transformation de matières premières ou de produits déjà manufacturés, les cycles biogéochimiques des éléments sont les plus perturbés en raison des activités humaines domestiques et industrielles. Pour chaque « élément » en usage, tant organique que minéral, existe un cycle *particulier* ; ceci depuis l'extraction jusqu'aux déchets ultimes mis en dépôt, en passant par les transformations, leur utilisation et leur recyclage. Les perturbations peuvent être locales ou de proximité (apports-consommation des produits-production de déchets), mais aussi se manifester à grandes distances par la production de produits gazeux, d'aérosols, de poussières et par la contamination des eaux. Elles concernent l'ensemble des milieux (sols, sous-sols, atmosphère, hydrosphère) où sont installées et se manifestent ces activités.

Considérés globalement, les sites urbains et industriels apparaissent comme gestionnaires d'une part croissante des surfaces continentales, puis comme

consommateurs et transformateurs de nombreux types de produits et donc d'éléments, et enfin comme collecteurs et traiteurs de déchets. Les changements de l'utilisation des sols par imperméabilisation et donc modifications hydrauliques du milieu peuvent entraîner d'importantes conséquences sur les cycles des éléments. Les connaissances de ces milieux sont encore insuffisantes pour une gestion des risques urbains qui commencent seulement à être prise en considération (Bourrelier et Berthelin, 1998).

Parmi les sites industriels, les sites miniers constituent un exemple tout à fait remarquable de perturbations, puisque les travaux miniers entraînent le passage de milieux confinés à des milieux ouverts en modifiant considérablement les propriétés physiques, chimiques et biologiques de ces milieux. Ces sites où l'on extrait et manipule les éléments (ou des matériaux les contenant) jusqu'à leur incorporation dans des produits finis livrables à la consommation, et où l'on récupère et stocke les résidus et les déchets de fabrication peuvent être sources de dispersion de métaux et de pollutions. Ces perturbations et contaminations concernent plus particulièrement des sites d'anciennes mines et usines désaffectées appelées « friches industrielles » et de certaines décharges anciennes. Les sites actuels tendent à présenter ou présentent des perturbations moins importantes que les sites anciens, en raison de la mise en place de réglementation et gestion plus exigeantes vis-à-vis des dangers et des risques associés.

À ces sites plus ou moins bien connus, il faut ajouter ceux résultant de pollutions de proximités souvent d'origine atmosphérique ou apportées par les eaux superficielles. On peut ainsi passer, en fonction de la distance à la source, d'une pollution concentrée à une pollution diffuse comme le montre la figure 6.2-1 présentant une carte des teneurs en éléments des sols, déterminées autour de deux centres de métallurgie non ferreuse du Nord-Pas-de-Calais.

La présence de certains matériaux, comme par exemple des sulfures (pyrites, arsénopyrites . . .) peut, en fonction des conditions de milieu (aérobie-oxydant, anaérobie-réducteur), entraîner un risque accru de perturbation des cycles des éléments. En effet, l'oxydation chimique et surtout bactérienne (*cf.* chapitre 7 § 4) des composés réduits du fer et du soufre conduit à la dissolution des minéraux, à l'acidification (production de SO_4^{--}) des eaux et des sols et à la solubilisation – dispersion des métaux et non-métaux. C'est le cas de nombreux sites en Europe centrale et de l'Est, en Amérique du Nord . . . où des sols sont devenus « stériles » et des eaux inutilisables et corrosives, en raison de l'excès d'acidité et des toxicités, métalliques et non métalliques, dues aux teneurs élevées en éléments en traces. Les perturbations liées aux sites miniers concernent aussi les eaux de surface et les réserves en eau (nappes plus ou moins profondes) et dépendent d'une part de la nature de la contamination, et d'autre part de la géologie et des caractères hydrodynamiques du milieu.

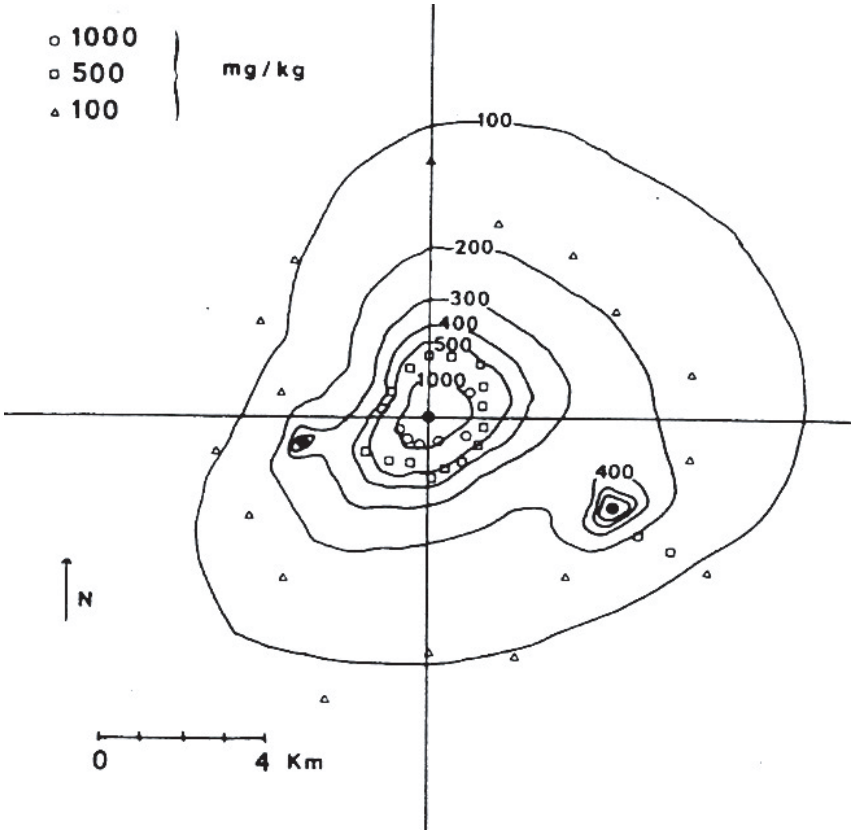


Figure 6.2-1
Teneurs en plomb déterminées dans un rayon de 4 km autour de deux centres de métallurgie des métaux non ferreux (Nord-Pas-de-Calais) (cf. Bourrelier et Berthelin1998).

De tels sites sont en général à l'origine d'une série de *risques* relatifs aux écosystèmes, aux agrosystèmes et à la santé, qu'il s'agit de gérer ; et ceci nécessite de bien connaître les cycles des éléments en milieux perturbés et les paramètres qui les contrôlent, et conduit à examiner les méthodes préventives et curatives qui mettent en œuvre des techniques d'intervention et de traitements sur les sites ou hors sites. Diverses méthodes physiques, physicochimiques (confinement, barrières drainantes fixatrices d'éléments en traces ou de contaminants organiques, immobilisation par solidification ou modification de la situation des polluants, lixiviation chimique, . . .) ou biologiques (phytoremédiation, utilisation des micro-organismes et /ou des produits de leur métabolisme. . .) sont utilisées ou peuvent être envisagées pour traiter les sols, les eaux et les déchets considérés comme dangereux et pour dépolluer et réhabiliter les sites.

Dans ce chapitre, deux principaux types d'illustration sont proposés en fonction des problèmes particuliers qu'ils posent. Le premier concerne les sites miniers et de traitement des minerais d'uranium où il sera fait état des différents types de démarches industrielles, réglementaires et environnementales. La seconde illustration correspond à un site particulier, la Nouvelle-Calédonie et la réhabilitation des systèmes sols-plantes, en insistant sur la phytoremédiation de sites dégradés par l'exploitation du nickel. Cette dégradation à la suite des travaux miniers est très accentuée en Nouvelle-Calédonie, par suite d'une très forte érosion. Par ailleurs, deux encadrés l'un sur le mercure en citant le cas de la Guyane et de l'Amazonie (encadré 6.2-1) et l'autre sur un site minier uranifère situé à Arlit au Niger (encadré 6.2-2), apporteront des illustrations du chapitre en considérant les perturbations, les impacts, les dangers et définition des risques ainsi que les mesures de surveillance. Un dernier encadré concernera le traitement et la réhabilitation des sites (encadré 6.2-3). Une conclusion générale et quelques recommandations qui apparaissent déjà dans le texte du chapitre termineront cette présentation.

Par ailleurs, il y a lieu de signaler ici, que des illustrations, avec remarques complémentaires et recommandations pour (1) la connaissance des processus et paramètres les contrôlant et (2) l'évaluation des risques et la gestion des milieux contaminés par des activités minières et industrielles, sont disponibles dans le rapport N° 42 de l'Académie des sciences : *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*, PH. Bourrelier et J. Berthelin, coordinateurs (1998).

1 | L'exploitation minière d'uranium en France et ses impacts[1]

1.1 Introduction

L'uranium est un élément chimique très répandu dans l'écorce terrestre. Il est présent aussi bien dans des roches granitiques que sédimentaires. Sa teneur moyenne, de l'ordre de 3 $g.t^{-1}$ (3 ppm), peut être sensiblement plus élevée dans certains massifs granitiques et atteindre 10 à 20 $g.t^{-1}$ (10 à 20 ppm). Les roches ayant de telles teneurs sont celles susceptibles de fournir et renfermer des gisements économiquement exploitables.

En France, la prospection, mise en place dès la création du Commissariat à l'énergie atomique (CEA) en 1945, a permis de découvrir dès la fin des années

[1] Ce texte a bénéficié des contributions de Henri Métivier, CEA, Philippe Crochon, Areva, Jean-Didier Gay et Jean-Marc Pérès, IRSN.

1950, les principaux districts uranifères français : granites des Massifs central et armoricain – gisements du département de l'Hérault.

L'extraction du minerai d'uranium a eu lieu sur des sites de tailles variées, très proches ou relativement éloignés les uns des autres, tantôt par travaux miniers souterrains, tantôt par mine à ciel ouvert selon la profondeur du gisement. Les minerais extraits étaient envoyés en usine de traitement, généralement construite à proximité des sites d'extraction, pour être transformés en un concentré d'uranium marchand, le « *yellow cake* ». En France, 186 sites miniers et huit usines ont été exploités assurant une production totale de 76 000 tonnes d'uranium nécessitant l'extraction de 52 millions de tonnes de minerai et de 166 millions de tonnes de stériles à teneur insuffisante pour être exploités. La fermeture généralisée des mines a été entamée à la fin des années 1980. La dernière exploitation, à Jouac (Haute-Vienne), a cessé toute activité en 2001.

1.2 Exploitation minière : production de stériles et de résidus de traitement de minerai (figure 6.2-2)

1.2.1 Production de stériles

Selon sa profondeur, une minéralisation jugée économiquement intéressante peut être exploitée par mine à ciel ouvert, ou encore par ouvrages souterrains. La méthode, dite « par lixiviation *in situ* », n'a pratiquement pas été employée en France.

L'exploitation du minerai par mines à ciel ouvert ou mines souterraines implique le tri entre roche stérile (teneur non exploitable) et minerai, qui s'effectue sur la base de contrôles radiamétriques.

La quantité de stériles associée à la production d'une tonne de minerai dépend de la méthode d'exploitation. Pour les mines françaises, elle était de 9 tonnes en moyenne pour les exploitations à ciel ouvert et de 0,65 tonne dans les exploitations souterraines. Les 166 millions de tonnes de stériles produites ont été pour l'essentiel mis en tas sur les lieux même d'extraction ou utilisés lors du réaménagement des sites notamment pour le remblaiement des travaux miniers souterrains. Le contenu radiologique moyen du stérile est généralement proche du bruit de fond naturel local, mais peut être parfois sensiblement plus élevé que les roches présentes en surface dans le même secteur. Ces résidus sont facilement valorisables en tant que matériaux de remblai et de terrassement. Ils peuvent toutefois entraîner des anomalies radiamétriques.

L'exploitation minière s'accompagne de la production d'eaux d'exhaure qui peuvent être acides et plus ou moins chargées en métaux. Elles sont recueillies par gravité jusqu'à des stations de pompage et remontées en surface où elles subissent un traitement destiné à abaisser les concentrations en radium, uranium, matières en suspension et acidité à des valeurs admissibles avant rejet dans les cours d'eau.

1.2.2 Traitement du minerai et production de résidus

Une fois trié et séparé des roches stériles, le minerai subit, selon sa teneur, deux types de traiement.

Les minerais à faible teneur (de l'ordre de 0,03 à 0,06 % (300 à 600 ppm)) sont traités par lixiviation statique qui permet la récupération de 50 à 80 % de l'uranium. Les résidus sont soumis à des lavages destinés à diminuer l'acidité puis stockés en tas, généralement à proximité des aires de lixiviation, ou repris et réutilisés lors du réaménagement des sites comme matériaux de couverture des stockages de résidus de traitement.

Les minerais à forte teneur moyenne (0,1 à 1 % pour ceux issus des mines françaises) sont traités par lixiviation dynamique dans des usines spécifiques (8 en France). Les résidus de traitement sont lavés par une solution neutre, puis sont envoyés vers des bassins de décantation et de stockage. Ceux-ci sont généralement aménagés dans des thalwegs ou autres dépressions naturelles ou dans les volumes laissés vides après exploitation de mines à ciel ouvert.

1.3 Réaménagement des sites miniers

Quand l'exploitation minière cesse, un réaménagement des sites est effectué avec pour objectifs : d'assurer une stabilité pérenne en termes de sécurité et salubrité publiques ; de réduire autant que raisonnablement possible les impacts résiduels ainsi que la surface des terrains soumis à restrictions d'usage ; enfin de réussir l'intégration paysagère et de favoriser la reconversion du site. Pour les travaux miniers souterrains, la mise en sécurité est une priorité du réaménagement. L'ensemble des équipements spécifiques de l'exploitation de la mine est démantelé. Les travaux miniers sont ensuite noyés. Le noyage fait l'objet d'un suivi spécifique incluant le contrôle de la qualité des eaux.

Pour les mines à ciel ouvert, il peut y avoir, suivant leur situation, un important impact paysager. Deux types de réaménagement sont envisageables :

– soit l'excavation est comblée avec les stériles disponibles qui peuvent être recouverts par la terre végétale conservée, puis revégétalisée ;

– soit l'excavation est transformée en plan d'eau après un éventuel comblement partiel et les tas de stériles qui la bordent sont alors remodelés.

Le choix de la solution s'effectue en fonction des engagements pris lors de la demande d'autorisation d'exploiter, de la configuration du site, de la disponibilité des matériaux, et de l'évaluation des coûts.

1.4 Gestion des résidus de traitement des minerais et aménagement des stockages (figure 6.2-2)

En France, les résidus de traitement représentent un tonnage de près de 50 millions de tonnes (31 millions de résidus dynamiques et 18 de résidus statiques) répartis sur 17 stockages, la plupart régis comme installations classées (IC).

Les résidus de traitement dynamique renferment l'uranium résiduel (environ 5 % de la teneur initiale du minerai) et tous les descendants de l'uranium 238 à partir du thorium 230, présents en quantités égales à celles du minerai. Ils sont faiblement et naturellement radioactifs, mais de longue durée de vie. Typiquement, leur activité massique est de l'ordre de 300 Bq/g dont 30 Bq/g pour le radium et leur teneur résiduelle en uranium de l'ordre d'une centaine de ppm (0,01 %).

Ils sont stockés :

– soit dans d'anciennes mines à ciel ouvert (avec parfois une digue complémentaire pour en augmenter la capacité) ;

– soit en bassins fermés par une digue de ceinture ;

– soit derrière une digue barrant un thalweg.

Les stockages peuvent atteindre plusieurs dizaines d'hectares de surface et renfermer plusieurs milliers à plusieurs millions de tonnes de résidus.

Les résidus de traitement statique contiennent quelques dizaines ou centaines de ppm d'uranium (0,001 à 0,01 %). Ils sont stockés : soit en verses ; soit en mines à ciel ouvert ; soit utilisés comme première couche de couverture des stockages de résidus de traitement dynamique.

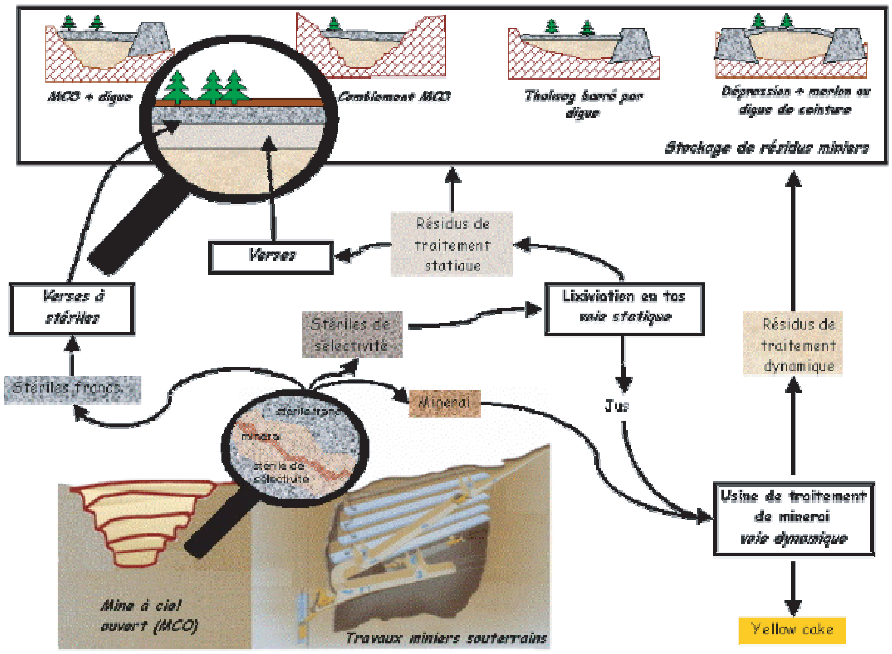


Figure 6.2-2
Représentation schématique des modes de gestion des minerais, stériles et résidus (d'après D. Gay et JM. Perès).

1.5 Surveillance des sites

Le rôle de l'exploitant minier est de maintenir l'impact sur la population et l'environnement aussi faible que raisonnablement possible et de s'en assurer par une surveillance systématique et régulière. Cette surveillance consiste à contrôler aux alentours des sites miniers et industriels toutes les voies de transfert que pourraient emprunter l'uranium et ses descendants (en particulier le radium et le radon), mais aussi diverses substances liées aux activités minières. Dans chaque région minière, un réseau de surveillance de l'environnement est mis en place pour le contrôle des eaux, de l'atmosphère et de la chaîne alimentaire. L'encadré 6.2-1 présente le cas du site minier uranifère d'Arlit au Niger.

1.6 Conséquences de l'exploitation de l'uranium la gestion des impacts

L'exploitation minière est à l'origine d'une redistribution importante de l'uranium et de ses descendants dans l'environnement, qui se traduit par :

– le retrait de zones minéralisées présentes en profondeur (et parfois prolongées jusqu'à l'affleurement), qui s'accompagne de perturbations des conditions géochimiques des roches laissées en place ;

– le stockage en surface ou proche surface de grandes quantités de roches réputées stériles, mais dont les teneurs moyennes peuvent être sensiblement plus élevées que les teneurs moyennes des roches affleurantes ;

– le stockage sous couverture, dans des dépressions naturelles ou artificielles ou derrière des digues, de quantités importantes de résidus de traitement. Bien qu'appauvris par rapport au minerai initial, ces résidus ont des teneurs résiduelles en uranium comparables et même souvent supérieures aux teneurs moyennes des roches affleurantes. Ils contiennent par ailleurs l'ensemble des descendants radioactifs de l'uranium dans les mêmes quantités que le minerai initial. Ces différents composés se retrouvent par ailleurs incorporés à un matériau solide fortement déstructuré et perturbé sur le plan géochimique et minéralogique.

Les modifications de la distribution de l'uranium et de ses descendants peuvent induire :

– une modification de la qualité radiologique, mais également chimique, des eaux souterraines et de surface. Celle-ci s'accompagne généralement d'une évolution de la radioactivité des différents compartiments physiques (sédiments en particulier) et biologiques (différentes espèces végétales et animales aquatiques dont les poissons en particulier) en aval des sites. Ainsi, dans le cas des sites du sud de la Haute-Vienne, la vidange du lac du Saint-Pardoux effectuée en 1998 a conduit à mettre en évidence des sédiments avec une activité massique en uranium de l'ordre de 10 000 à 20 000 $Bq.kg^{1}$ sur une surface d'environ deux hectares. La modification de qualité des eaux est notamment imputable aux eaux d'exhaure ou de surverse des mines, mais également aux eaux de ruissellement et aux eaux de percolation au travers des ouvrages de stockage des résidus. L'ampleur des modifications attribuables aux eaux d'exhaure ou de surverse des mines est *a priori* plus importante en phase d'exploitation, mais également au moment du réennoyage des ouvrages miniers. Elle évolue ensuite en fonction des étapes de remise en équilibre du milieu ;

– une modification des niveaux radiamétriques en surface. Celle-ci est due aux stockages des stériles et des résidus générés par l'exploitation et le traitement du minerai, aux marquages laissés par certaines installations lorsque ceux-ci n'ont pas été traités au cours des réaménagements de site et enfin à la dispersion plus diffuse de stériles consécutives aux réutilisations évoquées précédemment ;

– une modification des taux d'exhalation de radon du fait des teneurs moyennes des stériles et résidus en radium et du fractionnement important de ces matériaux.

Globalement, en dépit du retrait d'une quantité importante d'uranium, l'exploitation minière se traduit par la mobilisation d'une fraction significative du stock initialement concentré dans le gisement vers les différents compartiments environnementaux et par la constitution de stocks secondaires sous des formes plus aisément lixiviables et plus directement exposées aux mécanismes de dispersion. Du point de vue de son contenu radiologique massique, le plus important des stocks secondaires est constitué par les résidus de traitement de minerais.

Encadré 6.2-1

Impact radiologique et surveillance de l'environnement Cas du site minier uranifère d'Arlit, (Niger)[2]

La Société des Mines de l'Aïr (Somair) exploite, depuis 1969, par mines à ciel ouvert et la Compagnie Minière d'Akouta (Cominak) exploite, depuis 1976, par mine souterraine, des gisements d'uranium (minerais respectivement de 3 à 4 et de 2 à 6‰ d'uranium). Elles sont situées au nord-ouest et au sud-ouest d'Arlit (Nord Niger). Les minerais sont traités sur place pour obtenir des uranates de sodium ou de magnésium à environ 75 % d'uranium en poids.

L'arrondissement d'Arlit et la zone urbaine d'Akakou comptent respectivement environ 86 000 et 39 000 habitants. Le climat est aride chaud (moyenne annuelle 28,7 °C). Les épisodes pluvieux sont subits et violents, mais rares (37 mm/an). Les vents dominants sont de secteur Nord-Est. Il n'existe aucun cours d'eau local. Les eaux proviennent de trois nappes phréatiques, dont l'une à 150 m de profondeur, est utilisée pour l'eau potable.

Dans un tel site, les sources de redistribution dans l'environnement peuvent provenir ou proviennent des activités minières ; à savoir :

– les activités d'extraction et de transport du minerai qui constituent une source de dispersion par envol des poussières qu'elles génèrent ;

– les activités de traitement du minerai ;

[2]D'après le rapport d'une mission de l'IRSN effectuée en mai 2004 (DEI/SARG n° 05-05).

- les stockages des divers résidus de traitement de minerais, des stériles, des minerais pauvres qui, par érosion éolienne et envol des poussières, sont une source potentielle majeure ;
- les rejets atmosphériques du radon par les bouches d'aération des travaux miniers souterrains ;
- la réutilisation de matériaux issus d'ouvrages miniers ;
- l'intrusion d'individus et d'animaux domestiques sur les sites miniers ;
- enfin, le recyclage de ferrailles potentiellement contaminées.

Par ailleurs, l'exploitation minière, effectuée dans les formations géologiques abritant les nappes phréatiques utilisées pour usage domestique, peut avoir un impact sur la qualité radiologique de l'eau.

Les réseaux de surveillance en place comprennent trois types d'instrumentation pour pratiquer des mesures concernant l'air, les sols, les eaux des nappes, les végétaux et pour faire un suivi du bruit de fond. Des mesures complémentaires ont été effectuées sur les poussières et les ferrailles provenant des matériels revendus sur le marché local.

L'évaluation par l'IRSN de l'impact radiologique des sites a consisté à déterminer la dose efficace ajoutée, résultant de l'exploitation de groupes représentatifs des populations vivant de manière temporaire ou permanente sur le secteur. Cette dose est liée à l'exposition externe due au rayonnement gamma, l'exposition interne par inhalation des descendants à vie courte du radon 222 et du radon 220 ou par inhalation des poussières de l'air et de l'exposition interne par ingestion de produits alimentaires issus de jardins proches des sites et ingestion d'eau d'origine locale.

Les scénarios d'exposition tiennent compte de groupes de population et de leur mode de vie (sédentaire ou nomade ; adultes ou enfants ; consommation et régimes alimentaires) avec toujours une référence au « milieu naturel ».

Les résultats de cette évaluation permettent de constater des différences d'exposition notables entre groupes de populations, qui dépendent des mesures et hypothèses de modélisation retenues. Les expositions exprimées en doses efficaces ajoutées[3] sont inférieures à 0,5 $mSv.an^{-1}$ dans tous les cas, excepté pour deux groupes où elles sont de l'ordre de 0,5 à 0,8 $mSv.an^{-1}$ p et dépassent 1 $mSv.an^{-1}$ pour le troisième. L'ingestion d'eau et de produits alimentaires constitue la voie d'exposition prépondérante dont une part importante est attribuée à la consommation d'un végétal (zogalas). L'inhalation de radon prédomine dans les populations sédentaires avec le cas particulier

[3]Unités : sievert (Sv) ; gray (Gy) : un gray = 1 joule/kg.

d'une population localisée près de puits d'aération de mines et dont la dose efficace ajoutée dépasserait 1 mSv.an^{-1} (citée ci-dessus).

Toutefois, dans ces diverses évaluations, il n'existe pas de point zéro radiologique réalisé avant exploitation minière. Il est donc impossible d'assurer que les écarts mesurés entre les stations de surveillance du site et celles retenues pour servir de référence au milieu naturel sont réellement attribuables à l'exploitation de minerais.

La réutilisation des ferrailles contaminées pourrait conduire à des niveaux de 1,2 mSv.an^{-1} en restant quotidiennement 1 heure au contact et 4 heures à 1 m d'un tas de ferrailles contaminées ; mais là encore ce n'est qu'une estimation liée au choix du modèle.

Le réseau de surveillance mis en place autour des deux sites miniers est globalement cohérent avec les standards appliqués en France pour la surveillance de l'impact radiologique de stockage de résidus de traitement de minerai d'uranium. Il permet en particulier un suivi régulier des voies d'exposition majeure auxquelles sont soumis les principaux groupes de populations, nomades et sédentaires fréquentant les environs des sites.

Des mesures complémentaires seraient néanmoins nécessaires pour mieux préciser les impacts attribuables aux travaux miniers. Elles porteraient sur :

- une meilleure définition des termes sources en incluant les matériaux issus d'activités minières passées et l'amélioration du contrôle et de la gestion des matériaux contaminés (enlèvement, décontamination. . .). La connaissance du transfert du radon devrait être améliorée ;
- la prise en compte, d'une part des conditions climatiques (vents dominants et transfert de poussières) pour l'implantation des stations ou sites de mesures, et d'autre part des variations hydrodynamiques modifiant les concentrations et les flux des eaux utilisées pour l'alimentation et l'irrigation ;
- la connaissance plus précise des contributions des radionucléides par ingestion d'eau et d'aliments. Pour les végétaux, il paraît important de distinguer la contamination provenant de l'atmosphère (poussières) de celle provenant du sol et/ou des eaux d'irrigation (transferts sol-eau-plantes). Les produits d'origine animale, en particulier le lait (chamelles, chèvres vagabondant sur les sites), sont à intégrer ;
- la définition plus précise des groupes d'individus exposés et en particulier de ceux établis ou travaillant à proximité des installations minières ;
- enfin, la mise en place de vraies stations de référence en milieu naturel.

Encadré 6.2-2

Activités humaines et contamination de la biosphère par le mercure (cas de l'Amazonie et des Guyanes)

Catherine et Michel Grimaldi

Le mercure est un élément qui, en raison de sa toxicité, est à la base d'une des contaminations les plus redoutées à la surface de la planète. De ce fait, il apparaît nécessaire de mieux connaître les modalités de sa circulation au sein de la biosphère anthropisée et donc de bien préciser son cycle biogéochimique.

Le mercure naturel a deux origines : d'une part, le dégazage de l'écorce terrestre, en relation avec les émanations volcaniques des océans ; d'autre part, sa présence au sein des roches de la lithosphère et surtout dans les sols qui résultent de l'évolution superficielle de celles-ci. On sait en effet que Hg^{++} s'accumule au cours de l'altération, en raison de son affinité pour certaines particules organiques et minérales, notamment les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium. Aussi lorsque les sols sont soumis à une érosion hydrique, le mercure est susceptible d'être entraîné avec les particules en suspension, d'abord dans les zones terrestres déprimées et les eaux continentales, puis dans les océans.

En milieu aqueux, deux réactions chimiques essentielles peuvent se produire : la photoréduction et la méthylation. La première aboutit au recyclage atmosphérique par l'émission de Hg° gazeux, la seconde favorise la bioaccumulation. En effet, lors de son transfert, le mercure peut se déposer avec les sédiments dans des sites anoxiques favorables à une activité bactérienne méthylante, suite à la présence de matières organiques et de conditions réductrices : plaines inondées, forêts ripariennes marécageuses, fonds des écosystèmes aquatiques... Deux espèces méthylées sont à même de se former ; il s'agit :

- soit de diméthylmercure $(CH_3)_2Hg^{\circ}$ qui, volatil, passe dans l'atmosphère, avant de retourner se fixer dans le sol ;
- soit de monométhylmercure CH_3Hg^+, dont la toxicité est liée à sa solubilité, lui permettant d'être incorporé dans les réseaux trophiques : phytoplancton et divers consommateurs dont les poissons et, en bout de chaîne alimentaire, l'homme.

Le sol constitue un des points clés de ce parcours, du fait de sa situation à la charnière entre la lithosphère, l'hydrosphère et l'atmosphère. Il peut représenter un stock important de mercure et devenir en conséquence une source

également significative. C'est ce qui se produit dans les sols des vieilles surfaces pédologiques des zones équatoriales où la teneur en mercure inorganique est particulièrement élevée, les apports atmosphériques et les accumulations résiduelles s'étant déroulés ici sur de longues périodes.

Dans ces conditions, tout aménagement qui accentue l'érosion hydrique se traduit par un accroissement du transfert de mercure, donc de la teneur en mercure des eaux continentales et océaniques. C'est le cas en particulier des opérations de déforestation, de mise en culture intempestive, de constructions de routes . . ., qui se sont beaucoup développées ces derniers temps en Amazonie et dans les Guyanes notamment et qui sont à la source de contamination pour les nombreuses populations vivant au bord des fleuves. Mais cela résulte aussi depuis quelques décennies du développement des activités d'orpaillage (dont beaucoup sont clandestines), qui utilisent le mercure élémentaire pour extraire et purifier le métal précieux selon la technique de l'amalgamation.

Les activités humaines sont donc doublement responsables des modifications subies par le cycle du mercure dans la biosphère, directement par les rejets en relation avec l'orpaillage et, de manière indirecte, consécutivement aux aménagements qui conduisent la plupart du temps à une importante érosion des sols.

Cette diversité de formes chimiques, de compartiments de stockage et de voies de transport du mercure dans le milieu naturel montre que, pour cet élément, on ne peut s'en tenir au schéma classique : pollution-effets, mais qu'il faut prendre en compte toutes les étapes biogéochimiques du cycle du mercure au sein de la biosphère.

Référence principale : *Le mercure en Amazonie. Rôle de l'homme et de l'environnement. In* : JP. Carmouze *et al.* (2001), 502 p. Expertise collégiale IRD (*cf.* en particulier le chapitre de M. Roulet et C. Grimaldi).

Encadré 6.2-3

Remise en état des sites miniers

Le traitement des sites miniers est devenu une préoccupation forte (Tordoff *et al.*, 2000) et leur « remise en état » ou réhabilitation peut être envisagée à divers niveaux et par diverses méthodes physiques, chimiques et biologiques :

– stabilisation physique et chimique, en général non biologique, ayant comme objectif de limiter les effets de la lixiviation chimique et de

l'érosion éolienne et hydrique, et de restreindre la propagation de la contamination ;

– revégétalisation (ou *reclamation approach*) des surfaces permettant à des végétaux, choisis surtout pour leur capacité à s'implanter rapidement, de stabiliser le substrat par leurs racines, de limiter l'érosion, de réguler les transferts hydriques par le flux d'évapotranspiration et de procurer un environnement paysager acceptable ;

– réhabilitation ou « restauration écologique » (*restoration approach*, Bradshaw, 1992) pour recréer l'écosystème initial pour une solution durable et complète permettant l'établissement des successions naturelles.

Divers choix méthodologiques ou de végétaux permettent d'améliorer ou adapter l'utilisation de végétaux : sur les terrains difficilement accessibles, les techniques de semis hydrauliques représentent une alternative intéressante pour le semis de couvert végétal (Robert et Bradshaw, 1985). L'implantation d'espèces ligneuses fixatrices d'azote ou de légumineuses permet l'accumulation d'azote assimilable, utilisable par d'autres espèces accompagnatrices (Marrs *et al.,* 1983). L'implantation d'arbres est particulièrement souhaitable, car leur pérennité permet le développement d'un système racinaire volumineux associé à une stabilisation du sol et à une forte évapotranspiration, ainsi que la production régulière d'un couvert organique (Johnson *et al.,* 1992). Ce potentiel des espèces ligneuses mérite d'être évalué de façon approfondie (Punshon *et al.,* 1995 ; Pulford et Watson, 2003).

L'utilisation des plantes pour le traitement de sols contaminés par les métaux a reçu le nom générique de phytoremédiation et a été définie comme l'utilisation de plantes pour stabiliser ou extraire les polluants de l'environnement en les inactivant (Salt *et al.,* 1998 ; Pilon-Smits, 2005). Plusieurs aspects de la phytoremédiation ont été envisagés ou expérimentés : phytoextraction, phytodégradation, phytostabilisation, phytovolatilisation, rhizofiltration (van der Lelie *et al.,* 2001 ; Raskin et Ensley (eds), 2000). Il y a lieu de souligner que la revégétalisation de sites miniers n'a pas pour objectif la décontamination des sols dont la teneur en métaux est trop élevée. Elle vise à réduire la mobilité et la disponibilité des métaux polluants par immobilisation ou restriction de leur migration, c'est-à-dire correspond à une phytostabilisation des métaux (Vangronsveld *et al.,* 1995) ; d'où l'importance de la prise en compte de la spéciation des métaux en fonction des environnements et des plantes concernés.

2 | Dégradation des sols et des écosystèmes en milieu tropical humide : les sites nickélifères de la Nouvelle-Calédonie

L'exploitation des minerais nickélifères, activité économique majeure de la Nouvelle-Calédonie et les conditions environnementales (climat tropical humide, topographie, fragilité des équilibres environnementaux. . .) ont contribué à une dégradation importante des sols. Des essais de réhabilitation et un développement des activités minières veillant aux équilibres environnementaux de ces milieux se sont mis en place.

De l'ensemble de ces points de vue (dégradation – réhabilitation – gestion durable des milieux), l'exemple de la Nouvelle-Calédonie mérite d'être souligné ; c'est pourquoi dans ce rapport, il a été retenu comme prototype des sites miniers.

2.1 Sols et biodiversité spécifique de la Nouvelle-Calédonie

Les sols nickélifères de la Nouvelle-Calédonie couvrent 5 500 km^2 et proviennent essentiellement de l'altération des roches ultramafiques qui s'est développée sur 50 à 100 m d'épaisseur et a entraîné la concentration à des teneurs économiquement exploitables d'éléments comme le nickel. La biodisponibilité du nickel dans ces sols induit donc une phytotoxicité importante (Becquer *et al.*, 1995). Par ailleurs, ces sols présentent dans le même temps, d'un côté des teneurs extrêmes en fer, manganèse, cobalt et chrome et d'un autre des carences en éléments nutritifs majeurs : azote (moins de 0,25 %), phosphore, potassium, et calcium.

Ces propriétés des sols sont à l'origine de trois caractéristiques biologiques majeures :

- des plantes à faible productivité ;
- un fort taux d'endémisme ;
- des types spécifiques de végétation (Brady *et al.*, 2005).

La Nouvelle-Calédonie présente donc une biodiversité terrestre unique, source de multiples questions de recherche d'intérêt générique.

De nombreuses espèces de plantes hyperaccumulatrices de nickel ont été décrites, suggérant l'existence d'une réponse adaptative à la toxicité de ces sols.

Le terme d'hyperaccumulateur (Jaffré *et al.,* 1976), utilisé pour décrire l'extrême niveau d'accumulation du nickel dans les parties aériennes et particulièrement le latex de l'arbre endémique *Sebertia acuminata*,a été défini de façon plus quantitative comme la capacité de certaines plantes à accumuler entre 0,1–1 % en poids de matière sèche de leur partie aérienne d'un métal présent dans le sol. L'abondance et la diversité de plantes hyperaccumulatrices (nickel, manganèse, aluminium) fait de la Nouvelle-Calédonie un *laboratoire naturel* pour l'étude et la compréhension du phénomène d'hyperaccumulation de métaux, dans les végétaux métallophytes.

Les interactions plantes-sols représentent une vision simplifiée des processus à l'œuvre dans la rhizosphère. En effet, la présence de communautés microbiennes, bactériennes et fongiques, associées aux racines interfère largement sur la disponibilité et le prélèvement des métaux par les plantes (*cf.* chapitre 7).

Des champignons mycorhiziens vésiculaires-arbusculaires (VAM) *Glomus* et *Acaulospora* jouent un rôle positif sur la croissance de plantes endémiques (Perrier *et al.,* 2003). Ces champignons peuvent être un élément favorable à l'installation et à la survie de plantes métallophytes (Weissenhorn *et al.*, 1993), en améliorant leur nutrition phosphatée et en limitant l'action et le transfert des ions toxiques (Leyval et Joner, 2001 ; Leyval, 2005). Des bactéries résistantes au nickel ont été isolées et étudiées (Park *et al.,* 2003) et des souches bactériennes adaptées aux sols ultramafiques et présentant des activités PGPR (*Plant Growth Promoting Rhizobacteria*) ont été identifiées (Mercky *et al.*, 1995).

Enfin, des communautés de bactéries ferri-réductrices de ces sols peuvent dissoudre les oxyhydroxydes de fer et de manganèse porteurs de cobalt, nickel, chrome et accroître leur transfert vers les eaux et les plantes et aussi vers des compartiments géochimiques du sol où ils sont plus disponibles (Quantin *et al.,* 2002).

2.2 Résultats des essais de revégétalisation

Depuis environ 1970, différents essais ont été conduits pour revégétaliser environ 14 000 hectares (0,9 % de la superficie du territoire) de sols dégradés par l'exploitation minière et l'érosion. Depuis 1975, des dispositifs de gestion des stériles ont été mis en place par la société minière SLN afin, d'une part de minimiser l'impact des activités minières et d'autre part, de préparer la réhabilitation.

Par ailleurs les conditions météorologiques extrêmes (fortes pluies), ainsi que l'état des sols (fortes pentes et érosion), des déblais et des sites abandonnés, conduisent à un processus spontané de revégétalisation extrêmement lent et

partiel en termes de reconstitution d'un écosystème initial. Les espèces pionnières s'installent en général dans des microsites protégés (vent, ensoleillement) et sont des espèces à croissance lente. La technique la plus prometteuse consiste en la remise en place de sols superficiels (« *top-soils* ») prélevés préalablement à l'exploitation et conservés pendant des temps courts ; mais les conditions et la durée de conservation sont des facteurs critiques du succès.

Des espèces pionnières ont été identifiées et comprennent des herbacées de la famille des *Cyperaceae*, ainsi que des espèces ligneuses des familles : *Proteaceae*, *Myrtaceae*, *Casuarinaceae*. Deux procédés de réhabilitation ont été utilisés : la plantation et l'ensemencement.

Le bilan d'environ trente ans d'essais a permis de dégager quelques principes généraux de conduite des processus de réhabilitation :

- utilisation d'espèces natives, en raison de la forte contrainte édaphique ;
- nécessité du suivi et de la pérennité des opérations de réhabilitation ;
- prise en compte de la réhabilitation à l'échelle des communautés et des écosystèmes non exclusivement à celui des espèces ;
- importance d'une compréhension des mécanismes écologiques de la flore et microflore associée pour acquérir une vision dynamique de l'évolution des écosystèmes et de leur durabilité en réhabilitation ;
- connaissance de l'évolution des horizons supérieurs des sols (*top-soils*), qui apparaît comme une composante essentielle du succès de la réhabilitation.

2.3 Enjeux de la mis en place d'une zone atelier/conservatoire en Nouvelle-Calédonie

Si la revégétalisation et plus particulièrement la réhabilitation des sites miniers ou pollués sont des thématiques qui ont pris une plus grande importance depuis une décennie et ont donné lieu à une littérature abondante, on ne dispose que de peu de données sur le fonctionnement d'écosystèmes complexes sur des sols naturellement « toxiques » comme les sols ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. Les conditions de vie dans ces sites très particuliers en font des modèles de choix pour mieux comprendre les mécanismes généraux de maintien de la biodiversité spécifique et intraspécifique. En Nouvelle-Calédonie, la situation a créé un réservoir d'espèces métallophytes, unique par son ampleur, dont la conservation face à la pression de l'exploitation minière doit être une priorité. La possibilité est ainsi donnée de créer une zone atelier et conservatoire permettant, d'une

part la conservation et, d'autre part l'expérimentation sur la dynamique de ces écosystèmes « naturels » et/ou soumis à une anthropisation forte.

Conclusion

Les sites d'activités minières, incluant les installations minières et de traitement des minerais, sont des milieux fortement perturbés, présentant des dégradations physiques, chimiques et biologiques qui affectent le fonctionnement des cycles biogéochimiques des éléments. Ces perturbations fortes qui correspondent au passage d'un milieu très *confiné* (le gisement en place) à un système *ouvert* et dispersif, concernent les sols et les sous-sols, les eaux de surface et les nappes ainsi que l'atmosphère. Elles affectent les stocks, la mobilité et les transferts des éléments. Les impacts peuvent entraîner des risques pour les écosystèmes, les agrosystèmes et la santé.

La gestion de ces impacts implique une connaissance des processus et des paramètres qui les contrôlent en mettant en œuvre des démarches interdisciplinaires.

Les approches plus fondamentales doivent être complétées par des approches technologiques et la mise en place ou le développement de méthodologie d'évaluation et de traitement des risques.

Les milieux naturels extrêmes (fortes teneurs en métaux) peuvent offrir des champs d'étude présentant des analogies avec certains des paramètres des sites miniers.

Parmi les méthodologies de traitement, les méthodes *biologiques*, sans doute en association avec des méthodes chimiques et physiques, paraissent très prometteuses.

La phytoremédiation se traduit par un certain nombre de points positifs :

- une occupation du sol et une amélioration du paysage ;
- un faible coût ;
- une diminution de l'érosion et des infiltrations ;
- une possible utilisation ultérieure des sols à des fins industrielles, commerciales, voire, dans les cas les plus favorables, récréatives ;

En revanche, elle présente aussi un certain nombre d'inconvénients :

- une production de biomasses enrichies en métaux (plantes accumulatrices) et un risque lié à la consommation de cette biomasse par les animaux ;
- la nécessité de récolter les biomasses chargées pour les traiter, par incinération par exemple ;
- la nécessité d'un effort phytotechnique qui peut s'avérer coûteux ;
- un manque de données à long terme sur la viabilité des végétaux.

Le développement de la phytoremédiation semble en outre lié à une meilleure connaissance des associations racines-micro-organismes et en particulier des symbioses mycorhiziennes et des bactéries associées. Le rôle des micro-organismes dans le comportement biogéochimique des sites miniers est donc dans ce cas aussi de premier plan (*cf.* chapitre 7).

Références bibliographiques

Académie des sciences. Bourrelier PH. et Berthelin J. (1998). *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. Rapport N° 42 de l'Académie des sciences. Tec & Doc Lavoisier, Paris, 440 p.

Becquer T., Bourdon E. et L'Huillier L. (1995) Mobilité du nickel dans les sols ferralitiques ferritiques du sud de la Nouvelle-Calédonie. *Proceedings of the second international conference on serpentine ecology*. Nouméa, July 31-August 5 1995 : 57-63.

Bradshaw HD. (1992). *In* Jain SK. and Botsford LW. (eds). *The biology of land restoration. Applied population biology*, Kluwer Academic, Dordrecht : 25-44.

Brady KU., Kruckeberg AR. and Bradshaw HD. Jr. (2005). Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. *Annu Rev Ecol Evol Syst,* **36** : 243-266.

Jaffré T., Brooks RR., Lee J. et Reeves RD. (1976). *Sebertia acuminata* : a hyper-accumulator of nickel from New Caledonia. *Science,* **193** : 579-580.

Jaffré T., Morat Ph. et Veillon JM. (1994). Caractéristiques et composition floristique des principales formation végétales (Dossier Nouvelle-Calédonie). *Bois et Forêts des Tropiques* **242** : 7-30.

Johnson MS., Cooke JA. et Stevenson JKW. (1992). *In* Hester RE. and Harrison RM. (eds). *Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. Mining and its environmental impact*, Royal Society of Chemistry, London : 31-47.

Leyval C. et Joner E. (2001). Bioavailability of heavy metals in the mycorrhizosphere. *In* Gobran GR., Wenzel WW., Lombi E. (eds). *Trace Elements in the Rhizosphere*, CRC press, Boca Raton, 165-185.

Leyval C. (2005). *In* Huang PM. and Gobran GR. (eds). *Effect of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi on heavy metal and radionucleides*, Elsevier, Amsterdam, p. 419-429.

Marrs RH., Roberts RD., Skeffington RA. et Bradshaw AD. (1983). Nitrogen and the development of ecosystems. *In* Lee JA., McNeill S. and Rorinson IH. (eds). *Nitrogen as an ecological factor*, Blackwell, Oxford : 113-136.

Mercky S., Dulieu D., Pineau R., Rinaudo G. et Sarrailh JM. (1995). Study of diazotrophic bacteria in the rhizosphere of Poaceae, Leguminoseae and Cyperaceae for the purpose of rehabiliting mining sites (New Caledonia). *Proceedings of the second international conference on serpentine ecology*. Nouméa, July 31-August 5 1995 : 91-92.

Park JE., Young KE., Schlegel HG., Rhie HG. et Lee HS. (2003). Conjugative plasmid mediated inducible nickel resistance. *In Hafnia alvei 5-5. Int Microbiol*, **6** : 57-64.

Perrier N., Bahuaud D., Amir H. et Colin F. (2003). Importance of arbuscular mycorrhizal fungi in the Koniambo massif, New Caledonia. *Proceedings of the international meeting « preservation and ecological restoration in tropical mining environments »*. Nouméa, July 15-July 20 2003 : 80-81.

Pilon-Smits E. (2005). Phytoremediation. *Annu Rev Plant Biol,* **56** : 15-39.

Pulford ID. et Watson C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review. *Environ Internat,* **29** : 529-540.

Punshon T., Lepp NW. et Dickinson NM. (1995). Resistance to copper toxicity in some British willows. *J Geochem Explor*, **52** :259-266.

Quantin C., Becquer T., Rouiller JH. et Berthelin J. (2002). Redistribution of metals in a New Caledonia Ferralsol after microbial weathering, *Soil Sci Am J*, **66** : 1797-1804.

Raskin J. et Ensley BD. (eds) (2000). *Phytoremediation of toxic metals : using plants to clean up the environment*, John Wiley & Sons, New York.

Roberts RD. et Bradshaw HD. (1985). The development of hydraulic seedling techniques for unstable sand slopes. II : Field evaluation. *J Appli Ecol,* **22** : 979-994.

Salt DE., Smith RD. et Raskin I. (1998). Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiol* **49** : 643-668.

Tordoff GM., Baker AJM. et Willis AJ. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere,* **41** : 219-228.

Van Der Lelie D., Schwitzguebel JP., Glass DJ., Vangronsveld J. et Baker AJM. (2001). Assessing phytoremediation's progress in the United States and Europe. *Environ Sci Technol,* **35** : 446A-452A.

Vangronsveld J., Van Assche F. et Clusters H. (1995). Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals : in situ metal immobilization and revegetation. *Environ Pollut,* **87** :51-59.

Whitting SN., Reeves RD., Richards D., Johnson MS., Cooke JA., Malaisse F., Paton A., Smith JAC., Angle JS., Chaney RL., Ginocchio R., Jaffre T., Johns R., McIntyre T., Purvis OW., Salt DE., Schat H., Zhao J. et Baker AJM. (2004). Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. *Restor Ecol,* **12** : 106-116.

Weissenhorn I., Leyval C. et Berthelin J. (1993). Cd-tolerant arbuscular mycorrhizal (AM) fungi from heavy metal-polluted soils. *Plant & Soils,* **157** : 247-256.

SOUS-CHAPITRE 6.3

Comportement des contaminants chimiques dans les estuaires

DANIEL COSSA

Introduction

Les estuaires constituent une interface particulière entre les continents et l'océan. D'un point de vue chimique, celle-ci est caractérisée essentiellement par de forts gradients de turbidité et de salinité qui induisent directement (force ionique, sorption, etc.) ou indirectement (pH, redox, etc.) des transformations profondes dans la partition et dans la spéciation des éléments et des substances chimiques. Ces transformations ont des conséquences sur les exportations, les recyclages ou les piégeages de matière. Si sa frontière amont est géographiquement localisable comme la limite amont de la marée dynamique, l'estuaire est géochimiquement solidaire du bassin versant de son fleuve. La position de limite aval est plus difficile à préciser : il est malaisé d'isoler les estuaires des autres domaines des marges marines. L'espace « bassin versant-estuaire-panache-zone côtière » est un réel continuum tant du point de vue hydrodynamique que géochimique, écologique, et économique.

Les marges constituent 20 % de la surface océanique, mais leur production primaire (PP) y est évaluée à un tiers de la PP de l'océan mondial. Dans ce contexte, les estuaires jouent un rôle biogéochimique particulier. En effet, les marges sont un puits pour le CO_2 atmosphérique si les estuaires ne sont pas pris en compte dans le bilan ; mais dans le cas contraire, les estuaires et zones marécageuses étant pris en considération, l'océan côtier est alors une source de CO_2 pour l'atmosphère. En plus d'une productivité élevée, ce sont aussi des zones caractérisées par une biodiversité particulière. Les réactions biogéochimiques qui s'y déroulent sont d'une importance fondamentale pour la transformation de la matière *via* principalement l'activité des micro-organismes autotrophes et hétérotrophes. Elles agissent sur les grands cycles (carbone, azote, phosphore, silice, soufre, etc.), mais aussi sur la spéciation et la biodisponibilité des oligo-éléments (fer et autres micro-nutriments métalliques) ainsi que sur les composés organiques et inorganiques contaminants (pesticides, herbicides, organohalogénés, hydrocarbures, métaux traces, etc.).

L'importance économique des estuaires est forte, en raison de la présence de ressources exploitées, du transport maritime et de leur caractère récréatif. De plus, ils sont soumis, plus que d'autres régions marginales océaniques, aux effets de l'activité humaine, *via* l'utilisation des terres qui, à travers l'urbanisation, l'agriculture, l'industrie et les transports, affectent les flux hydriques, l'érosion et le transport de matière, en particulier les apports de matière organique, d'éléments nutritifs et de contaminants chimiques. La combinaison de propriétés physiques (stratification, circulation, etc.) et chimiques (forte teneur en éléments nutritifs, incluant les oligo-éléments) induit une forte productivité pouvant aller jusqu'à l'eutrophisation. La présence de concentrations significatives d'éléments contaminants, incluant xénobiotiques et certains éléments traces potentiellement toxiques (mercure, cadmium, cuivre, etc.), de sources fluviales affectent les écosystèmes et la salubrité des espèces exploitées. Les estuaires sont donc des zones de conflits d'usage où doivent s'exercer prioritairement des techniques de gestion pour un développement durable, prenant en compte l'ensemble du bassin versant et la zone côtière adjacente. C'est dans cette optique que s'intègrent les politiques européennes (directive cadre sur l'eau et stratégie marine côtière). Cette gestion passe par la connaissance des processus biogéochimiques qui caractérisent et gouvernent les écosystèmes ; leur modélisation est un outil pour la gestion.

Dans cette prospective, nous passons en revue succinctement les acquis des vingt dernières années sur les principaux mécanismes qui, en milieu estuarien, gouvernent les transports et les transformations des éléments et substances contaminantes à potentiel toxique. Nous identifions les lacunes des connaissances, ainsi que les axes de recherche principaux nécessaires pour les combler et pour le développement d'outils de gestion des zones côtières, en particulier la modélisation et l'analyse du risque chimique. Bien qu'une idée force de ce chapitre

soit que l'étude de la dynamique des contaminants chimiques ne peut être dissociée de celle des éléments des grands cycles biogéochimiques (carbone, azote, phosphore, etc.), nous n'avons pas inclus ici les problématiques spécifiques de l'eutrophisation et des dystrophies des écosystèmes estuariens. Ces dernières, qui sont probablement, au début de ce XXIe siècle, les deux problèmes majeurs de l'environnement côtier, nécessitent des développements particuliers.

1 | Processus géochimiques généraux

La matière et les éléments de sources continentales qui atteignent les estuaires sont profondément affectés qualitativement et quantitativement au cours du transit estuarien. En solution ou associés à la charge solide en milieu fluvial, les composés chimiques peuvent changer de phase (gaz, dissous, solide) impliquant des voies de transfert ou de piégeage variées : recyclage atmosphérique, piégeage temporaire (mobilisation diagénétiques) ou permanent dans les sédiments, mélange et réactions avec les substances d'origine marine, et/ou exports sous forme dissoute, colloïdale ou particulaire dans les panaches estuariens. D'une part les éléments les plus réactifs, à forte affinité pour les particules, se retrouvent en abondance dans les sédiments estuariens et côtiers ; ceux qui présentent une plus grande stabilité en solution pourront transiter vers le large et être redistribués aux marges océaniques associés aux éléments de source marine. D'autre part, il est généralement bien admis que les comportements et devenirs des molécules organiques sont largement gouvernés par leur polarité.

Les processus géochimiques généraux à l'origine des transformations et transferts de matière et d'éléments, les apports fluviatiles et le comportement de la matière organique naturelle peuvent être résumés. Les très forts gradients des propriétés physicochimiques de l'eau (force ionique, pH, potentiel redox, etc.) dans les estuaires, l'abondance de matière en suspension et les échelles de temps des différents phénomènes (temps de résidence des eaux, des particules et cinétiques d'échange) gouvernent les cheminements des éléments en milieu côtier et leur transfert à l'océan. Ces propriétés conduisent à l'existence de nombreuses réactions hétérogènes (liquide/gaz et solide/liquide) comme l'évaporation/dissolution, la précipitation/dissolution, l'adsorption/désorption, la coagulation, la floculation/défloculation. Chacune de ces réactions modifie les apports terrigènes d'éléments à l'océan et la forme chimique sous laquelle ils se trouvent. Si l'on doit schématiser les caractéristiques spécifiques principales qui gouvernent le devenir des substances et éléments chimiques en milieu estuarien, on retient avant tout les changements de turbidité et de salinité. Dans les estuaires à fort marnage dits « macrotidaux » (exemple : Gironde) se forment des zones de forte turbidité qualifiées de « bouchons vaseux » et parfois accompagnées près du sédiment par de la vase fluide (crème de vase). Ces corps constituent des sites de réactions redox et de sorption. Le type de mélange eau

douce-eaux marines et des particules conditionnent la spéciation et la distribution élémentaire entre les phases en présence. Les aspects cinétiques sont particulièrement importants en estuaire. Les échelles de temps du mélange entre les substances terrigènes et marines y sont très variables ; par exemple le temps de séjour de l'eau douce et de l'eau de mer est de l'ordre de quelques jours à quelques semaines, alors que le temps de résidence des particules estuariennes peut atteindre plusieurs années. La partition des éléments et des substances peut être influencée par la distribution longitudinale et verticale des suspensions elles-mêmes. La zone de forte turbidité est une zone de sédimentation-resuspension chimiquement et microbiologiquement très active, un « filtre biogéochimique ». Les sédiments déposés sont peu consolidés et susceptibles d'être rapidement remis en suspension ; la dynamique de dépôt-resuspension contrôle le temps de résidence des suspensions dans les estuaires et conditionne ainsi les réactions hétérogènes dans lesquelles sont impliqués les contaminants. Par ailleurs, les régions distales estuariennes sont des zones de forte production primaire où les contaminants chimiques sont incorporés (adsorbés ou absorbés) dans le phytoplancton en fonction de l'abondance de leurs formes chimiques bioassimilables.

2 | La matière organique naturelle et ses interactions avec les contaminants

La matière organique (MO) naturelle voit sa composition et sa partition se modifier dans les zones côtières tant les dynamiques de formation (production primaire), de condensation (vieillissement) et de dégradation (thermique, photochimique et biologique) sont intenses. La MO est un vecteur pour de nombreux éléments, en particulier les éléments traces divalents avec lesquels elle forme des complexes. Elle est aussi un vecteur pour de nombreux contaminants organiques lipophiles au travers d'interactions hydrophobes entre les molécules. De la diversité des sources de MO (et de composition) résulte une grande hétérogénéité du comportement global de la MO d'un estuaire à l'autre en fonction des saisons, du climat, du bassin versant et du niveau d'eutrophisation. La composition de la MO gouverne sa dégradabilité chimique ou biologique[1]. Les bouchons vaseux estuariens et les sédiments sous-jacents constituent des sites particuliers d'activité bactérienne hétérotrophe où la MO est partiellement minéralisée et polymérisée. Il en résulte des changements de nature et de concentration de la MO qui ont des conséquences sur la spéciation et la biodisponibilité des contaminants, métalliques comme organiques.

[1] La matière organique lessivée des sols et des litières terrestres est considérée comme résistante à la dégradation, alors que les produits de la production micro-algale et bactérienne autotrophe sont plus facilement dégradés. Dans les fleuves eutrophes, la production primaire autochtone produit des formes de MO plus dégradables. L'âge de la MO est le paramètre qui semble gouverner sa dégradabilité.

Les dégradations photochimiques et microbiologiques sont liées (la photodégradation stimule la production hétérotrophe de micro-organismes par la production de molécules plus facilement métabolisables que la MO marine ou fluviale). En résumé, une fraction seulement de la MO dissoute est suffisamment labile pour être dégradée en estuaire ; ce n'est pas le cas cependant dans les systèmes (baies, etc.) où les eaux saumâtres sont piégées suffisamment longtemps. C'est pourquoi il est difficile de dissocier les processus biogéochimiques purement estuariens de ceux qui concernent l'ensemble du système côtier. En fait le paramètre le plus important qui contrôle le comportement de la MO et des éléments associés dans les zones estuariennes et côtières est le temps de résidence des eaux[2].

Globalement considérée, la matière organique dissoute est conservative (mélange des eaux douces et marines sans changement de phase) lors du mélange estuarien[3]. La non-conservativité est aussi observée, en particulier pour certaines fractions de MO dans les estuaires stratifiés où le temps de mélange est plus long que dans les estuaires bien mélangés ou/et aussi lorsque des sources de MO endogène existent. En résumé, l'exportation de MO des régions estuariennes à l'océan est loin d'être négligeable, mais sa composition est extrêmement différente de la MO fluviatile. Cette différence est d'autant plus grande que le temps de résidence des eaux saumâtres est long : production, dégradation et transformation se faisant tant dans la colonne d'eau qu'à la surface des sédiments estuariens. Les interactions entre les contaminants (métalliques et organiques) et la MO nécessitent d'être formalisées sur la base de la nature de celle-ci, afin d'être intégrées dans des modèles de spéciation estuariens. Des recherches sont nécessaires sur ce thème.

3 | Les éléments en traces métalliques et métalloïdes

Les estuaires agissent comme des filtres pour les espèces métalliques dissoutes et particulaires de sources fluviales. La plupart de l'enlèvement estuarien des

[2]La MO s'accumule au cours des saisons chaudes en zone estuarienne et côtière. Cet excès peut subsister plusieurs mois avant qu'un transport vertical ou horizontal significatif produise une dilution significative. La stratification estivale est peu favorable à un transfert vertical des formes dissoutes de MO. La dégradation de ces MO particulaires à l'interface eau/sédiment provoque, en raison des gradients d'oxydoréduction qu'elle impose, des réactions de transformation (diagenèse précoce) qui affectent la distribution et la mobilité non seulement du C, de N et du P mais aussi de nombreux éléments nutritifs et contaminants (Fe, Zn , Cu , Mn, Hg, etc.).

[3]Le caractère conservatif est le plus souvent limité aux salinités supérieures à 2 ‰. La floculation de substances humiques a été mise en évidence à faible salinité : la fraction humique, qui représente une très faible partie de la MO des fleuves, pourrait être enlevée jusqu'à 80 %. Le fer, et des éléments sorbés sur ses oxyhydroxydes, participent à cette floculation.

espèces dissoutes est le fait de processus physicochimiques, mais aussi biologiques ; de ce point de vue les particules biogènes constituent des supports très efficaces à l'adsorption de métaux divalents. La grande majorité de certains éléments peut se trouver piégée aux marges océaniques. Ces processus d'enlèvement sont parfois si efficaces en milieu côtier que l'enlèvement peut concerner aussi une partie de l'apport métallique d'origine marine. L'eutrophisation des zones côtières peut amplifier ce processus. Les zone de sédimentation estuarienne sont des puits pour les éléments métalliques sous forme de sulfures (cadmium, zinc, mercure, etc.).

Les principaux mécanismes d'enlèvement estuarien ont été décrits précédemment. En résumé, il s'agit de réactions physicochimiques d'adsorption, précipitation, floculation, réactions redox et échanges d'ions, et de réactions biologiques : producteurs primaires et pelotes fécales de zooplancton. Ces derniers processus concernent tout particulièrement les éléments dits « biodépendants » (zinc, cuivre, nickel, etc.), dont le comportement biogéochimique en milieu marin se rapproche des éléments nutritifs (azote et phosphore). Ces éléments sont incorporés dans le plancton et remis en solution lors de la dégradation de la matière organique. Il s'ensuit qu'en milieu estuarien leur recyclage à travers le processus incorportation/relarguage peut être intense et fonction de l'intensité du mélange estuarien et du temps de résidence des eaux dans la zone de mélange. De cette situation résulte des comportements diversifiés pour chaque élément et ce en fonction de la dynamique propre à chaque système estuarien et aussi pour un même système en fonction des saisons. Il est à souligner que les fluctuations des concentrations en métaux dans les apports fluviaux tendent au niveau saisonnier à rendre illusoire toute classification définitive en terme de conservativité. Pour le cadmium par exemple, des distributions d'espèces dissoutes le long du gradient de salinité témoignent d'un processus de mobilisation dans certains estuaires, alors que dans d'autres la même distribution ne s'écarte par d'une droite de mélange conservatif. C'est aussi le cas du zinc et du nickel. La modélisation biogéochimique et le couplage des modèles hydrosédimentaires rendent compte de ces phénomènes. La généralisation du développement de ce type d'outil est à encourager.

Les métaux dits « réactifs » (à constantes d'hydrolyse élevées) présentent dans la plupart des estuaires des courbes de mélange concaves qui témoignent d'un enlèvement de leurs espèces dissoutes et un comportement plus constant (Fe, Mn, Al, Pb, etc.). Dans le cas du fer, le mécanisme d'enlèvement est bien documenté : précipitation d'oxyhydroydes amorphes aux surfaces spécifiques très grandes qui peuvent adsorber ou coprécipiter d'autres éléments. Le rôle de la MO dans la floculation et l'agrégation de colloïdes d'oxydes néoformés en estuaire a été prouvé. La prise en compte de la fraction colloïdale et de sa dynamique (agrégation/défloculation) dans les modèles estuariens de partition est nécessaire.

Si le rôle de filtre élémentaire est généralement admis pour les estuaires, dans certaines situations où l'apport anthropique est intense, ils peuvent constituer des sources significatives d'éléments pour les régions côtières adjacentes.

L'hétérogénéité des conditions physicochimiques et biologiques en milieu estuarien induit des hétérogénéités fortes dans la spéciation des éléments. Les recherches sur les conditions de formation et de dégradation des organométalliques, en particulier les composés alkylés et arylés sont indispensables.

Les sédiments estuariens constituent des puits géochimiques temporaires ou définitifs pour les éléments contaminants, dont le comportement post-déposition est largement conditionné par les conditions redox, puisque la plupart possèdent plusieurs états d'oxydation. Ainsi, leur spéciation, mobilité et biodisponibilité sont dépendantes des conditions de la diagenèse précoce. La connaissance des processus diagénétiques est ainsi indispensable à la gestion des sédiments contaminés.

Les thèmes suivants requièrent aussi des développements de connaissance, afin de formaliser les comportements élémentaires. Ils concernent principalement les réactions hétérogènes, particulièrement la formalisation des effets physiques et chimiques sur la sorption (dilution, enlèvement, force ionique, complexation et compétition de surface, pH), mais aussi les réactions de dissolution-précipitation (oxydes et sulfures), coagulation-sédimentation, et de prise en charge biologique (à travers le couplage de modèles de bioaccumulation/bioamplification à des modèles biocinétiques).

4 Les xénobiotiques organiques et hydrocarbures aromatiques

Les distributions des contaminants organiques et de leurs métabolites en estuaires montrent des comportements d'évaporation ou d'enlèvement en phase solide qui préludent à leur enfouissement sédimentaire fonction de la valeur de leur volatilité et hydrophobicité. Pour les substances les plus hydrophiles, parmi lesquelles de nombreux herbicides, la distribution estuarienne est le plus souvent prédictible sur la base de modèles hydrodynamiques permettant de localiser les panaches de dilution à travers la zone côtière. Des fonctions de dégradation (microbienne, thermo ou photochimique) peuvent y être insérées. Pour les plus hydrophobes, le rôle des colloïdes est important. Des modèles de partition à trois phases ont été appliqués.

Bien que la partition des substances entre la phase dissoute et solide s'exprime théoriquement par les coefficients de partage octanol-eau (K_{ow}), c'est par

le biais de coefficient (K_{oc}) *in situ* qu'une modélisation réaliste peut être effectuée. Les valeurs *in situ* sont, en effet, souvent supérieures de celles dérivées des expériences en laboratoire et des K_{ow}. Le passage d'un K_{oc} *in situ* à un K_{ow} nécessite des expérimentations pour chaque substance et la connaissance du cortège des composés organiques présents en solution et sur les solides en suspension dans le milieu. Les cinétiques d'échange sont très mal connues. Des expérimentations sont nécessaires pour « alimenter » les modèles de distribution et plus largement de comportement. Les concepts et les principes, actuellement formalisés, sont ceux de bilans énergétiques (thermodynamique) des processus réversibles et de bilans cinétiques, c'est-à-dire du taux par lequel le changement s'exerce. Un axe de recherche est prometteur : l'influence de la production primaire et du cycle de carbone, comprenant la dégradation hétérotrophe, sur la spéciation des contaminants organiques persistants.

Pour les substances volatiles, comme de nombreux HAP[4] ou PCB[5], mais aussi de métaux[6] ou organométaux, l'estuaire peut constituer alternativement un milieu de piégeage sédimentaire ou d'émission dans l'atmosphère suivant les saisons ou plus largement les conditions environnementales et l'éloignement des sources. Des modèles de fugacité y ont été développés ; des modèles plus élaborés, couplés à la dynamique hydrosédimentaire, sont nécessaires. Les données expérimentales permettant la paramétrisation des modèles sont encore rares tant la diversité des substances organiques contaminantes est grande. L'ampleur du travail, et le défi qu'il représente en termes de risque pour l'environnement et pour la santé humaine, et la petite taille de communauté nationale travaillant sur ces aspects (comparativement à nos partenaires européens, canadiens ou américains) y nécessite des renforcements d'effectifs. De plus, la participation de laboratoires français à des réseaux européens sur cette thématique est un complément indispensable.

En termes de bioaccumulation dans les organismes, le comportement des substances lipophiles requiert, comme les autres, des approches biodynamiques dans lesquelles les caractéristiques physicochimiques conditionnant la biodisponibilité, les paramètres physiologiques (croissance, reproduction, etc.) et écologiques (structure des réseaux trophiques) sont pris en considération. À titre d'exemple, l'influence du taux de la pousse phytoplanctonique sur la dilution de la bioaccumulation des contaminants organiques persistants est un axe de recherche qui compléterait l'expertise française existant dans le domaine et se développant parallèlement dans les modèles biogéochimiques de l'amont (par exemple : Piren-Seine).

[4]Hydrocarbures aromatiques polycycliques.
[5]Polychlorobiphényls ou biphényls polychlorés.
[6]Le mercure en est le meilleur exemple.

Les sédiments côtiers constituent, comme pour les métaux, des réceptacles de contaminants organiques. La mobilité post-déposition de ces derniers est mal connue. L'étude des relations entre leur dynamique à l'interface eau-sédiment et les processus diagénétiques est une priorité de recherche pour la gestion des sédiments contaminés.

5 Les biogaz

La respiration de la MO et la dénitrification du nitrate produisent respectivement de grandes quantités de CO_2 et d'N_2O. La plupart des estuaires sont d'importantes sources de méthane et d'oxyde nitreux, les concentrations dans les eaux peuvent y être de plusieurs ordres de grandeur plus élevées qu'en milieu océanique. La biomasse phytoplanctonique et l'eutrophisation favorisent la formation de composés soufrés volatils (COS, DMS). Les productions bactériennes de H_2S, CH_4, et de métaux alkylés (exemple : DMHg) sont à l'origine de leur volatilisation dans l'atmosphère ; ces derniers processus sont particulièrement intenses dans les estuaires et les régions côtières. Certains de ces biogaz contribuent à l'effet de serre global, d'autres sont toxiques. Peu d'attention a pourtant été jusqu'à présent attribuée à leurs voies de synthèse et la quantification de leur production à l'interface océan-continents. Plusieurs questions se posent en relation avec les variations des conditions estuariennes : quels sont les mécanismes d'enlèvement des biogaz et leur intensité (exemple : oxydation du méthane, déméthylation du DMHg) ? Quelles sont l'importance de la production et la réactivité du CO ? Quelles sont toutes les sources de N_2O ? Quelle est l'importance du DMS, CS_2 et COS produits ? Quelles sont les conditions de formation (méthylation, hydruration, etc.) et quelle est la production de métaux et métalloïdes volatils ? Le champ de ces recherches, dont l'importance en termes de gaz à effet de serre ou de gaz toxiques est importante, reste très ouvert. Il s'agit tout particulièrement de relier les émissions de biogaz à la transformation de la MO, la dynamique des sels nutritifs et l'eutrophisation. La modélisation des réactions chimiques dans le compartiment atmosphérique et des échanges gazeux à l'interface eau-air devrait constituer une priorité dans les années à venir.

6 Production primaire, réseaux trophiques et contamination chimique

Un grand nombre d'éléments traces, en particulier les métaux de transition (fer, manganèse, nickel, cobalt, zinc, etc.) sont essentiels à la croissance des

organismes vivants. Ils entrent dans la composition de plusieurs cofacteurs enzymatiques. Depuis quelques années se développe une nouvelle thématique en sciences marines, la **chimie bio-inorganiqu**e[7], qui traite de la façon dont les organismes marins et en particulier le phytoplancton, acquièrent leurs oligo-éléments et comment ces derniers se distribuent dans l'océan et ses marges. Ce type de travaux devrait se développer en milieux côtier et estuarien, dans la mesure où la spéciation de ces oligo-éléments est liée aux nombreux chélateurs présents et que, en conséquence, leur concentration élevée dans les eaux fluviales ne garantit pas leur biodisponibilité en milieu estuarien. Comme pour le fer en milieu pélagique dans les années 1990, des paradigmes sur le rôle des éléments traces dans la constitution des biocénoses phytoplanctoniques (la diversité des espèces et éventuellement les dystrophies phytoplanctoniques) commencent à émerger. Le rôle des herbicides dans ce contexte est aussi à considérer.

Par ailleurs, les phénomènes de bioconcentration, bioaccumulation et bioamplification des contaminants chimiques (métaux et substances organiques toxiques) dans les réseaux trophiques estuariens résultent, d'une part, du potentiel d'assimilation à l'échelon primaire (biodisponibilité vis-à-vis du phytoplancton reliée de la spéciation des substances et éléments) et d'autre part, des phénomènes biologiques incluant l'efficacité d'absorption d'un niveau trophique au suivant, l'excrétion, le métabolisme, le stockage de la substance et la croissance des organismes. Les changements dans les cycles des éléments majeurs (carbone, azote, phosphore, etc.), dont peut résulter une augmentation importante de la biomasse et/ou une chute de la diversité phytoplanctonique (incluant des modifications des réseaux trophiques), gouvernent l'incorporation et les transferts des contaminants dans les organismes et conditionnent leurs niveaux de contamination et à terme la qualité alimentaire des espèces exploitées. Le développement de modèles de bioaccumulation couplés aux modèles bio-énergétiques (exemple : DEB : Dynamic Energy Budget) sont des outils nécessaires à la gestion durable des ressources aquacoles.

7 | Modélisation biogéochimique estuarienne, un enjeu national : cas des éléments en traces

Il y a deux raisons majeures au développement de modèles numériques en biogéochimie marine :

[7] On peut faire sienne et appliquer au domaine côtier la conclusion de Morel *at al.* (2004) : « en se concentrant sur l'explication moléculaire de quelques processus biochimiques clés de la biogéochimie marine, la chimie bio-inorganique devrait aider à comprendre l'interdépendance subtile et complexe de la vie marine et de la géochimie océanique et comment elles ont évolué ensemble au cours de l'histoire de la Terre ».

1. un gain dans la compréhension des processus qui commandent le transport de matière du continent à l'océan ;
2. l'apport de réponses aux questions d'aménagement ; en particulier, prédire les distributions et les transports de contaminants.

Il n'existe pas de modèle général approprié à toutes les questions et une série de modèles est nécessaire. Les bons modèles sont ceux qui sont bâtis sur une bonne connaissance de la région d'étude et qui s'appuient sur un programme d'observation adapté. La démarche la plus efficace consiste à élaborer des modèles hydrosédimentaires en tenant compte du nombre de facteurs optimum afin de mieux comprendre les processus, les échelles de temps, etc., et ensuite de les simplifier (en connaissance des conséquences) pour les utiliser en y intégrant la chimie. S'agissant de complexité de mise en œuvre, il s'avère que le couplage de la chimie à un modèle hydrosédimentaire n'est pas plus difficile dans le cas d'un modèle 3D que dans le cas d'un modèle 2D. S'agissant du coût, il est à noter que, si les modèles 3D sont les plus coûteux, il n'y a pas de différence significative de prix de revient entre un modèle 1D et un modèle 2D.

Les modèles chimiques des équilibres thermodynamiques en phase hétérogène : des modèles thermodynamiques (MINIQL, WHAM, etc.) sont adaptables aux situations estuariennes. Cependant, dans de nombreux cas, les constantes ne sont pas disponibles ou peu fiables. Des données de partition et spéciation des contaminants entre la phase dissoute et la phase particulaire sont nécessaires pour diverses situations hydrodynamiques incluant les périodes d'étiage et de crue, les vives eaux et mortes eaux ainsi que les périodes de forte productivité biologique. Ces données de distribution sont nécessaires le long des gradients de mélange salin, de mélange turbide et aussi jusqu'en limite amont de la pénétration de la marée dynamique. Afin d'assurer un continuum dans les différentes situations hydrodynamiques, quelques points fixes sont à suivre en « pseudo-continu » sur des périodes longues.

Les expériences d'adsorption-désorption sur site (type FDC) sont complémentaires aux mesures de K_d *in situ*. Les expériences de mélange (type « Scholkovitz ») sont controversées. Si, dans de nombreux cas, il semble que les cinétiques rapides expliquent assez bien la partition des métaux entre les phases dissoutes et particulaires, on souligne que, dans les estuaires où les « bouchons vaseux » séjournent plusieurs années (exemple : la Gironde), on doit tenir compte des cinétiques lentes. Il faut développer des stratégies pour estimer les flux à l'échelle de l'année.

Si la nécessité d'expériences en réacteur ou en continu semble admise, les conditions de leur réalisation suscitent encore bien des débats (réacteurs, microcosmes, etc.).

Sites d'étude et actions et/ou modèle générique : même si cela est souhaitable à terme, il n'est pas réaliste de penser que l'on puisse disposer de modèles hydrosédimentaires 3D sur les principaux fleuves français à court terme et utilisables pour y inclure la biogéochimie. Par ailleurs, on ne peut se limiter au littoral français ; des informations sur les processus existant dans des systèmes estuariens très différents sont nécessaires pour une compréhension globale des transferts continent-océan. Sans exclure d'autres études plus ponctuelles, la priorité dictée par l'état d'avancement de la modélisation, les objectifs scientifiques et de gestion est le développement de modèles hydrosédimentaires. Ils sont partiellement réalisés pour les estuaires de la Gironde et de la Seine.

8 | Risques chimiques

Les estuaires sont soumis aux apports de pesticides, herbicides, métaux toxiques de source agricole en relation avec le lessivage et l'érosion des sols. *Via* les fleuves, ils reçoivent aussi les effluents de nombreuses stations d'épuration et des effluents industriels. Une imprégnation par des contaminants chimiques qui s'en échappent est installée de façon continue en milieu estuarien par les réseaux d'observation (en France le RNO : http://www.ifremer.fr/envlit/surveillance/rno.htm). Le risque chimique chronique le plus important semble le fait des nombreux composés organiques persistants et de quelques métaux toxiques (GESAMP, 2001). Les sels nutritifs sont aussi sources d'inquiétude. Ces dernières années l'attention s'est concentrée sur les effets toxiques directs des contaminants chimiques sur la vie marine et les consommateurs de produits de la mer. Une attention moindre a été portée sur les contaminants persistants organiques qui sont potentiellement dommageable à la vie des systèmes estuariens et côtiers. Les effets potentiels incluent des effets carcinogènes, des modifications de fonctions immunologiques, de comportement et communication, des effets sur la reproduction et les systèmes endocrines en général. Des indicateurs de santé des écosystèmes peuvent être définis à partir de ces fonctions. Les perturbations endocriennes d'origine chimique sont maintenant bien établies en milieu aquatique ; le cas du TBT (tri-butylétain) est exemplaire.

L'eutrophisation des zones estuariennes est potentiellement le plus dommageable, en terme de productivité et de biodiversité. Ses liens avec la production d'efflorescences toxiques ou nuisibles sont prouvés. Les coûts peuvent être considérables, en particulier si l'on tient compte des coûts induit par les programmes de monitorage des toxines phytoplanctoniques. Les efflorescences algales contribuent aussi à réduire la pénétration de la lumière, à augmenter la turbidité et ainsi affecter les populations benthiques.

Les risques pour les populations humaines existent surtout dans les cas où les poissons et fruits de mer constituent un fort pourcentage de la diète. De nombreuses inconnues demeurent quant aux taux d'imprégnation des produits de la mer par de nombreuses substances organiques persistantes et quelques éléments traces et radionucléides, ainsi qu'à propos de leur toxicité (et dose maximales admissibles). Des normes ou valeurs guides commencent à être édictées (Hg, Pb, Cd, dioxines, etc.) par différentes agences nationales ou internationales.

Le risque chimique de rejets accidentels spectaculaires (incluant les hydrocarbures et les radioéléments) n'est pas de même nature. Ces rejets peuvent toutefois avoir des conséquences graves et des coûts économiques très élevés.

Conclusion et recommandations générales

Les estuaires sont des zones de conflits d'usage où doivent s'exercer prioritairement des techniques de gestion pour un développement durable prenant en compte l'ensemble du bassin versant du fleuve et de la zone côtière adjacente. Cette gestion passe par la connaissance approfondie des processus biogéochimiques qui gouvernent les écosystèmes et permet le développement d'outils de modélisation. Les processus biogéochimiques estuariens sont encore mal connus et mal intégrés tant leurs inhérentes complexités et variabilité sont grandes (variabilités spatiotemporelles hydrodynamiques, chimiques et biologiques). Cette méconnaissance est aussi le résultat de la priorisation en France, pendant de trop nombreuses années, de la recherche océanographique vers les provinces océaniques, marginalisant la recherche en zone côtière à des études de cas. Des efforts récents émergent pour renverser cette tendance (programmes européens sur les marges type Metromed, Pnoc-Pnec, PNRH, etc.). Mais ces efforts ne sont pas à la hauteur du défi et les laboratoires spécialisés (ou à activité principale) sur l'interface océan-continent sont trop rares.

Les informations parcellaires disponibles sur les cycles des contaminants chimiques sont à réunir pour faire émerger des nouveaux concepts, de nouvelles propriétés et modèles généralisables à tous les estuaires. Les avancées conceptuelles reposeront sur des recherches fondées sur un bon équilibre entre l'observation de longue durée, l'expérimentation et la modélisation dans un processus itératif. Une formalisation englobant les mécanismes biogéochimiques majeurs, en particulier des réactions hétérogènes, et des processus hydrosédimentaires côtiers est souhaitable. L'enjeu principal est la compréhension des interactions des facteurs physiques, sédimentologiques, chimiques et biologiques et leur intégration. L'intégration concerne aussi bien celle des processus biogéochimiques dans la dynamique hydrosédimentaire, que celle de la productivité primaire

dans les cycles biogéochimiques et celle des prédateurs dans les réseaux trophiques. La capacité d'intégration et de résolution des modèles prédictifs génériques dépendra de l'obtention de séries spatiotemporelles. Cette démarche passe par le rapprochement des communautés se partageant les champs de connaissances pour réaliser une approche systémique intégrée du fonctionnement du bassin versant et de la zone côtière ; dans cette optique la division thématique traditionnelle « eaux douces-eaux marines » est handicapante. Si les volontés intégratives n'ont pas donné jusqu'à présent les résultats escomptés, ce n'est pas uniquement par manque de moyens financiers : des mécanismes de structuration des équipes de recherche sont à rechercher pour qu'à moyen terme se fédèrent des compétences sur la biogéochimie fluviale, estuarienne et côtière, dans une sorte d'« **Institut de biogéochimie de l'interface océan-continent** », multi-sites, éventuellement rattaché à un grand organisme et/ou à « un pôle de compétence[8] ». Cette structuration devrait permettre de réunir, sur la base d'objectifs finalisés, les équipes de recherche à caractère fondamental et appliqué intégrant la démarche « observation-suivi, processus-expérimentation, modélisation ». Dans ce cadre, il est indispensable que les études sur le comportement et la dynamique des contaminants soient intégrées dans des approches géochimiques structurées autour des grands cycles biogéochimiques (carbone, azote, phosphore, silicium, soufre, fer, etc.) qui les pilotent. Ceci permettrait aussi de s'affranchir définitivement des approches non géochimiques en matière d'études environnementales, qui n'apportent des informations que dans un cadre empirique. De plus, les changements climatiques globaux qui conditionnent les grands cycles gouvernent indirectement les comportements des contaminants ; les études sur les changements anthropogéniques sont intrinsèquement liées à celles des changements climatiques. La question spécifique des contaminants organiques, en particulier les xénobiotiques en zone côtière, est sous-étudiée en France ; un effort d'effectif-chercheurs est nécessaire dans ce domaine afin de se hisser au niveau de nos partenaires européens et nord-américains.

Références bibliographiques

Atelier Prospective « Interfaces Océan-Atmosphère », INSU (31 mars 2005).

Boesch DF., Burroughs RH., Baker JE., Mason RP., Rowe CL. et Siefert RL. (2001). *Marine Pollution in Unites States*. Pew Oceans Commission. 51 p.

Cauwet G. (2002). DOM in the Coastal Zone. Chap. 12. *In* Nelson et Siegel (eds). *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*, Elsevier.

[8]Une telle fédération à l'échelle nationale doit se concevoir en liaison avec la stratégie européenne (*cf.* « directive-cadre sur l'eau » et « stratégie marine côtière »).

GESAMP (IMO/FAO/UNESCO/WHO/IAEA/UN/UNEP) (1983). An oceanographic model for the dispersion of wastes in the deep-sea. Report and Studies N° 19. *Intern. Atom. Energy Agency editions*, Vienna, Austria, 182 p.

Comité national d'évaluation de la recherche (février 1998). *Évaluation de la Recherche en océanographie : avis et recommandations*. La documentation française, 210 p.

Elderfield H. (2004). *The Oceans and Marine Geochemistry*. Vol. 6. Treatise on Geochemistry. Elsevier, 646 p.

Frankignoulle M. et Middelburg JJ. (2002). Biogases in tidal European estuaries : the Biogest project. *Biogeochemistry*, **59** : 1-4.

GESAMP (2001). *A Sea of Troubles*. Report and Studies N° 70. Groid-Arendal UNEP Press, 35 p. ISBN 82-7701-010-9.

GESAMP (2001). *Protecting the Oceans from Land-based Activities*. Report and Studies N° 71. Groid-Arendal UNEP Press, 125 p. ISBN 82-7701-011-7.

Hobbie JE. (2000). *Review : Estuarine Science : A Synthetic Approach to Research and Practice*, Island Press, 540 p.

Mantoura F., Martin JM. et Wollast R. (1991). *Ocean Margin Processes in Global Change*. Dahlem Workshop Reports, *Phys Chem Eath Sc Res Rep* 9, Wiley Publications, 469 p.

Morel FF., Milligan AJ. et Saito MA. (2004). Marine Bioinorganic Chemistry. p. 113-144. *In* H. Elderfield (ed). *Treatise on Geochemistry*, Vol. 6, Elsevier/Pergamon, 646 p.

Wollast R. (2002). Continental Margins : Review of Geochemical Settings. *In* Wefer G. *et al.* (eds). *Ocean Margin Systems*, Springer Verlag, p.15-31.

TROISIÈME PARTIE

Secteurs de recherche à développer

La troisième partie du rapport est consacrée aux secteurs de recherches de nature disciplinaire à approfondir en vue d'une meilleure connaissance du fonctionnement biogéochimique des terres émergées. Les deux domaines retenus l'ont été en partant d'une constatation fondamentale, à savoir que la biogéochimie continentale repose avant tout sur le fonctionnement du **sol**, celui-ci constituant assurément le pilier central de l'écosphère terrestre. Or, l'étude de l'activité d'un objet naturel aussi complexe est particulièrement ardue, en raison des interactions existant en permanence entre les principaux constituants, à savoir : constituants minéraux – matières organiques – microflore tellurique ; les deux derniers étant notamment les acteurs majeurs du comportement biogéochimique de la surface de la planète sur lesquels il convient plus particulièrement d'insister dans ce document. Ce sont donc eux qui feront l'objet des chapitres 7 et 8.

Le chapitre 7 est consacré à l'étude des micro-organismes des sols, vaste domaine encore trop peu connu, alors qu'il a été dit souvent que le monde leur appartenait.

Le chapitre 8 porte sur les matières organiques des sols (MOS), qui sont à la base du cycle des bio-éléments, tels le carbone et surtout l'azote, en relation notamment avec la production biologique d'azote nitrique indispensable à la nutrition minérale des végétaux.

CHAPITRE 7

Les micro-organismes, clé des recyclages biogéochimiques

JACQUES BERTHELIN

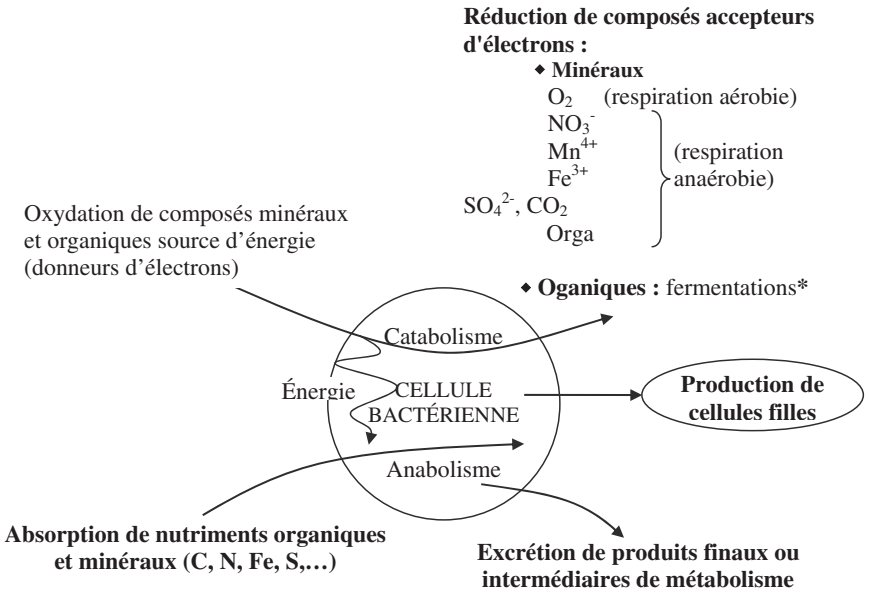
Introduction – Rappel de quelques données

Depuis que les premiers organismes vivants, avec les ancêtres des actuelles bactéries, sont apparus sur Terre, voilà environ 3,5 milliards d'années à la suite de phénomènes qui se sont déroulés sur quelques centaines de millions d'années (Bada, 2004), les micro-organismes ou protistes ont été amenés à coloniser tous les compartiments de l'enveloppe terrestre. Cela concerne notamment les deux grands compartiments où la vie est particulièrement active, à savoir les sols et les océans incluant les eaux continentales et les sédiments récents, qui renferment l'ensemble des grands groupes microbiens (bactéries, champignons, algues, protozoaires). Ils s'y sont développés, plus particulièrement les communautés bactériennes, en mettant en œuvre des stratégies énergétiques et nutritionnelles très diversifiées, rappelées schématiquement dans la figure 7.1 (d'après Berthelin, 1988). Ces communautés microbiennes sont en effet très abondantes (1 g de sol contient dans les horizons de surface 10^6 à 10^9 bactéries), ubiquistes et à grande diversité fonctionnelle : elles peuvent vivre tant en milieu minéral qu'en milieu organique et en présence ou absence d'oxygène, qu'en milieu très acide ou très alcalin, en conditions de faibles ou fortes salinités ou bien encore en milieux particulièrement froids ou très chauds (Madigan *et al.*, 2000). Tout cela se rapporte avant tout aux milieux superficiels de la planète, domaine fondamental de la biosphère, et c'est dans ce cadre que vont être rappelées une série de données concernant le fonctionnement général des systèmes microbiens, en particulier des micro-organismes non pathogènes.

Au demeurant, il est bon de signaler la découverte récente d'une « biosphère souterraine profonde » dont il sera fait état brièvement à la fin de ce chapitre.

1. D'un point de vue énergétique et nutritionnel, on peut globalement distinguer quatre grands domaines d'activités microbiennes, en fonction des sources de carbone et d'énergie utilisées :

– les organismes photolithotrophes, protistes supérieurs à structure eucaryotique (algues) et protistes inférieurs à structure procaryotique (cyanobactéries), utilisant l'énergie électromagnétique (lumineuse) et le carbone inorganique comme source de carbone. Ce sont avant tout des organismes producteurs de biomasse et de matières organiques. Certains d'entre eux interviennent dans la fixation d'azote moléculaire comme les cyanobactéries qui seraient responsables des deux tiers de la fixation non symbiotique de l'azote de par leur présence massive dans les océans, dans l'absorption-accumulation d'éléments minéraux et la néoformation de minéraux (par exemple, diatomées). Ils permettent et entretiennent la vie hétérotrophe dans les milieux extrêmes (désertiques, montagnards) et



* Composés organiques issus de leur métabolisme.

Figure 7.1
Schéma simplifié du fonctionnement des bactéries chimiolithotrophes et chimio-organotrophes. (D'après Berthelin, 1998).

forment avec d'autres micro-organismes des associations pionnières (par exemple, association algues-champignons : les lichens) ;

– les micro-organismes photo-organotrophes, en fait des bactéries (utilisant une source d'énergie électromagnétique, c'est-à-dire lumière, et des sources de carbone organiques), représentent un groupe modeste (bactéries dites « non sulfureuses pourpres ») (par exemple, *Rhodospirillum*) d'un grand intérêt écologique et fonctionnel, mais dont l'impact sur le fonctionnement des cycles est limité, sauf dans certains écosystèmes marins et lacustres ;

– les micro-organismes qui utilisent des sources d'énergie organiques et les matières organiques comme source de carbone et d'énergie (organismes chimio-organotrophes c'est-à-dire hétérotrophes) comprennent l'ensemble des champignons et la plus grande partie des bactéries. Ils sont considérés comme des décomposeurs qui assurent la biodégradation et minéralisation des composés organiques naturels ou xénobiotiques, mais ont aussi des fonctions importantes de producteurs : production de nutriments au cours de la minéralisation des matières organiques, production de substances humiques, production de métabolites d'intérêt

environnemental ou pharmaceutique, ou agronomique ou alimentaire... et sont impliqués dans les phénomènes de transformation (dissolution-altération ; absorption-accumulation-néoformation) de minéraux et de composés organominéraux ;

– enfin, un quatrième groupe correspond aux organismes chimiolithotrophes qui utiliseront des matières minérales réduites (ammonium, fer ferreux, soufre réduit des sulfures, ...) comme source d'énergie et le carbone inorganique (CO_2) comme source de carbone. Ce sont des groupes fonctionnels d'un intérêt très fondamental pour le fonctionnement de nombreux cycles (fer, azote, soufre...).

2. Les micro-organismes du sol, des eaux douces, des sédiments et des océans peuvent vivre en présence ou en absence d'oxygène. Ils possèdent des systèmes de respiration aérobie (oxygène accepteur d'électrons), et c'est le cas de pratiquement tous les champignons et d'un grand nombre de bactéries. D'autres populations peuvent vivre en absence et en présence d'oxygène : ce sont des organismes aéro-anaérobies. Enfin un grand nombre de communautés bactériennes vivent en absence totale d'oxygène. Ce sont les bactéries anaérobies strictes. Ces bactéries disposent de système de respiration anaérobie et utilisent des accepteurs d'électrons minéraux autres que l'oxygène (nitrate, fer ferrique, manganèse manganique, sulfate, dioxyde de carbone et, pour quelques-unes, des accepteurs organiques par exemple, fumarate).

Certaines bactéries et quelques champignons (par exemple les levures) utilisent comme accepteurs d'électrons des produits organiques issus de leur catabolisme (qu'ils produisent eux-mêmes). Leur métabolisme est dit « fermentaire ». Ces fermentations se déroulent en conditions anoxiques.

3. Ces diverses communautés microbiennes jouent un rôle majeur dans un grand nombre de domaines, qu'il est utile de rappeler :

– la biodégradation et minéralisation des matières organiques et la production de nutriments. Elles sont fondamentalement impliquées dans la production des formes assimilables de l'azote, du phosphore, du soufre, du fer... et la libération d'éléments nutritifs (potassium, calcium, magnésium...) ;

– les réactions d'oxydoréduction, de méthylation, de déméthylation qui déterminent directement les changements d'état de nombreux éléments majeurs ou en traces et de radionucléides (carbone, azote, soufre, fer, manganèse... mercure, sélénium, chrome, arsenic) ;

– le fonctionnement des cycles biogéochimiques : C, N, P, S, Fe... dont elles régulent et déterminent même totalement certaines étapes ;

– le couplage de cycles biogéochimiques (par exemple, C et N ; C et Fe ; C - Fe - S et éléments en traces associés. . .) ;

– la production de gaz à effet de serre (CO_2, CH_4, N_2O. . .) et la qualité de l'atmosphère ;

– l'altération et la néoformation de minéraux ;

– les changements de conditions acido-basiques et oxydoréductrices du milieu ;

– la formation d'associations bénéfiques (ou non) avec les racines des plantes, la faune du sol : associations rhizosphériques symbiotiques ou non symbiotiques améliorant la nutrition végétale. . ., associations synergiques avec les divers animaux du sol : lombrics, termites, collemboles améliorant l'humification, la structure du sol. . . (Lavelle et Spain 2001) ;

– la qualité des eaux : épuration par biodégradation des composés organiques d'origine naturelle ou anthropique ou par biosorption ou bioaccumulation de métaux, . . . mais aussi dégradation par acidification des eaux par production d'acides (par exemple, nitrique, sulfurique. . .) ;

– la qualité et le rendement des productions végétales ;

– le traitement de pollutions organiques et minérales, de déchets. . . ;

– le traitement de matières premières (extraction-accumulation de métaux, élimination de substances indésirables. . .) ;

– la formation de dépôts minéraux (gisements).

4. Les principaux processus microbiens et les grands groupes fonctionnels sont relativement bien connus, mais la composition des communautés impliquées, leur dynamique, les mécanismes géomicrobiologiques et les paramètres physiques, chimiques, biologiques qui les déterminent sont mal définis.

Par ailleurs, on estime que seulement 1 % des populations bactériennes du sol peuvent être cultivées au laboratoire par les méthodes actuelles sans savoir si ces organismes cultivables sont représentatifs des populations bactériennes (Kirk *et al.*, 2004). Cette situation est d'autant plus surprenante que la ressource génétique dans les sols est évaluée à 4 000 unités génomiques bactériennes différentes par gramme de sol (Torsvik *et al.*, 1990) et peut-être plus. Il en est de même pour les champignons (van Elsas *et al.*, 2000). À titre d'exemple particulièrement significatif, on ne sait toujours pas étudier en culture pure (hors symbiose avec les racines) les champignons endomycorhiziens (mycorhizes à arbuscules) qui forment des associations symbiotiques avec environ 80 % des

espèces végétales et sont bénéfiques pour la nutrition et la protection des plantes concernées.

Dans ce rapport, il y a lieu d'insister sur ce rôle majeur des micro-organismes, dans tous les milieux de l'enveloppe terrestre, pour souligner l'intérêt de développer les connaissances en écologie microbienne, biogéochimie microbienne et géomicrobiologie. Ces objectifs concernent les processus microbiens et les organismes impliqués, les paramètres « écologiques : physiques, chimiques, biologiques » qui déterminent leur activité, et enfin les « retombées environnementales » et « socio-économiques » qui en résultent. Les principaux aspects vont être présentés maintenant.

1 Production et acquisition de nutriments

Les micro-organismes (bactéries et champignons) sont les agents essentiels de la production de nutriments pour les micro-organismes eux-mêmes et les végétaux. En biodégradant et minéralisant les matières organiques et en produisant, selon les conditions de milieux, CO_2, CH_4, NH_4, NO_3, SO_4, H_2S, HPO_4, H_2PO_4..., ils mettent à la disposition d'eux-mêmes et des plantes, les éléments nécessaires à leur nutrition phosphorée, azotée, soufrée... qu'ils complètent en contribuant à la libération d'éléments majeurs (calcium, magnésium, potassium, ...) et d'oligo-éléments (fer, manganèse, cuivre...) restitués par les résidus (comme les litières) et par les débris végétaux et microbiens. Dans les cycles biogéochimiques très localisés, qui se déroulent dans une « boucle » « plantes-sols-micro-organismes », ils assurent le recyclage des éléments nutritifs sur des échelles de temps plus ou moins courtes (des milieux tropicaux à cycles rapides aux milieux tempérés ou montagnards ou boréaux, à cycles plus longs).

Les micro-organismes sont aussi des agents de l'altération efficace des minéraux (Berthelin, 1988) et assurent soit en étant étroitement associés aux racines (milieux rhizosphériques) ou indépendamment du système racinaire, la libération d'autres nutriments à partir des minéraux et constituants organominéraux des sols (K, Mg, Fe, Mn...) (Leyval et Berthelin, 1991...).

Ces deux grandes voies d'acquisition des nutriments, minéralisation des produits végétaux et altération des minéraux, sont dominantes dans les milieux peu ou pas fertilisés (écosystèmes forestiers...), mais elles interviennent sans aucun doute pour mobiliser efficacement certains éléments (phosphore, fer, ...) dans les agrosystèmes.

Dans les cycles biogéochimiques, le rôle des micro-organismes est mal distingué des processus physicochimiques. Les formes sous lesquelles les

éléments sont disponibles (organominérales ou minérales) et sont mobilisés et recyclés sont à préciser, ainsi que les paramètres majeurs impliqués (végétation, roche mère, état hydrique du sol. . .).

2 Rôle majeur des micro-organismes dans les étapes fondamentales du cycle de divers éléments

Les micro-organismes du sol, des eaux, des sédiments, des océans (bactéries et champignons) interviennent comme agents principaux du fonctionnement du cycle biogéochimique de divers éléments majeurs et en traces (carbone, azote, soufre, phosphore, fer, mercure, sélénium, arsenic, . . .) (Dommergues et Mangenot, 1970 ; Madigan *et al.*, 2000 ; Ehrlich ; 2002 ; Gobat *et al.*, 2003). Il paraît nécessaire de rappeler, en complément des présentations faites dans la première partie de ce rapport et avec une approche géomicrobiologique et fonctionnelle, l'implication des micro-organismes dans le fonctionnement du cycle de certains éléments et d'indiquer seulement leur intervention plus ou moins significative dans d'autres.

2.1 Cycle du carbone

Tout d'abord pour le cycle du carbone, cycle clé du fonctionnement de l'écosystème terrestre (*cf.* chapitre 1), ils assurent des fonctions essentielles en tant que décomposeurs (biotransformation-biodégradation-minéralisation des matières organiques), mais aussi de producteurs de matières organiques (biomasse, composés humiques) et de diverses substances d'intérêt pour le fonctionnement des écosystèmes ou pour des applications industrielles, pharmaceutiques (par exemple, production d'antibiotiques, de vitamines, de surfactants. . .). On peut distinguer d'un point de vue d'écologie fonctionnelle globale, des phases et boucles aérobies et anaérobies de fixation (réduction du CO_2 et production de matières organiques) et de minéralisation (biodégradation et production de CO_2) du cycle de carbone. Un cycle concernant le méthane (méthanogenèse, méthanotrophie) peut être distingué. **Le cycle actuel du carbone peut paraître relativement bien connu, mais l'ensemble des organismes qui interviennent et les paramètres de contrôle de leur activité sont encore à préciser (par exemple, conditions de stabilisation-minéralisation du carbone, facteurs déterminant la production de méthane et plus généralement de gaz à effet de serre, . . .)**. Par ailleurs, des applications très ciblées concernent la production de composés organiques d'intérêt agricole, forestier, pharmaceutique. . . et la biodégradation de polluants.

Divers aspects du cycle du carbone sont traités par ailleurs, aux chapitres 1 et 8 auxquels on peut se reporter.

2.2 Cycle de l'azote

Dans le cas du cycle biogéochimique de l'azote qui présente des similitudes avec celui du soufre (*cf.* chapitre 2) et est couplé étroitement au cycle du carbone, on peut rappeler les grandes étapes pour souligner leur spécificité d'une part et leurs relations avec d'autres cycles d'autre part.

- La fixation de l'azote moléculaire de l'atmosphère produit (par réduction nitrogénasique) de l'ammonium qui conduira à la synthèse des composés azotés organiques (acides aminés). Elle fait intervenir des communautés bactériennes symbiotiques, spécifiques des végétaux auxquels ces bactéries sont associées (rhizobium, actinomycètes), des communautés bactériennes hétérotrophes aérobies ou anaérobies non symbiotiques ou dites « libres » et des communautés photolithotrophes (par exemple, cyanobactéries).

- La minéralisation de « l'azote organique » implique, dans une première étape qui conduit de l'azote organique à l'ammonium, l'ensemble ou une très grande partie des communautés bactériennes hétérotrophes aérobies et anaérobies et fongiques. Dans une seconde étape, la production de nitrate (oxydation de NH_4 en NO^-_3) n'implique que des bactéries très spécialisées et concerne pour une grande part des populations bactériennes autotrophes (chimiolithotrophes) aérobies.

- L'immobilisation de l'azote, en fait l'absorption de NO_3 ou NH_4 pour des besoins nutritionnels, concerne pratiquement l'ensemble des microorganismes dans diverses conditions de milieux aérobies ou anaérobies.

- La dénitrification (dite aussi « dénitrification dissimilative ») est une respiration anaérobie qui fait intervenir des populations bactériennes, surtout hétérotrophes (chimio-organotrophes), mais aussi autotrophes (chimiolithotrophes) (par exemple, *Thiobacillus denitrificans*) qui, en conditions anoxiques, assurent la production d'oxydes d'azote et en particulier N_2O, d'azote moléculaire N_2, mais aussi NH_3.

Récemment, on a observé que des organismes non définis, présents dans des eaux usées ou des boues d'épuration, peuvent, en conditions anaérobies, oxyder NH_4^+ en azote moléculaire. Cette réaction désignée par anamox (*anoxic ammonia oxidation*) est exergonique et n'est pas associée à des activités métaboliques des bactéries nitrifiantes en conditions anaérobies. Toujours est-il qu'elle démontre, contrairement à ce qui semblait bien établi (!) que l'ammonium n'est pas stable en conditions anaérobies et qu'il peut être oxydé par des bactéries autres que les bactéries nitrifiantes (Madigan *et al.*, 2000).

On constate que chaque grande étape du cycle de l'azote présente des spécificités de communautés et populations microbiennes et de conditions de milieux plus ou moins particulières et que des couplages avec le cycle du carbone se manifestent pour :

- l'ammonification (minéralisation des matières organiques) ;
- la nitrification (fixation de CO_2 en autotrophie) ;
- la fixation d'azote ;
- la dénitrification hétérotrophe associées à la biodégradation et minéralisation de composés organiques source de carbone et d'énergie.

Comme on le constate pour d'autres types de processus microbiens et d'autres cycles (cycle du soufre ou du fer), un même processus peut avoir pour la production végétale, la qualité des sols, des eaux, de l'air. . ., des effets ou applications bénéfiques ou utiles ou au contraire des effets délétères ou nuisibles. Ainsi, la nitrification, essentielle au fonctionnement du cycle de l'azote et à la production d'azote assimilable pour les végétaux et les micro-organismes est aussi impliquée dans l'acidification des eaux, la contamination des nappes, la dissolution d'aluminium sous formes ioniques toxiques pour la faune aquatique, les végétaux. . . La dénitrification, autre processus essentiel du cycle de l'azote, étape fondamentale du retour de l'azote moléculaire N_2 vers l'atmosphère, processus d'épuration d'eaux contaminées par les nitrates, est aussi à l'origine des pertes de fertilisants azotés et de production de gaz à effet de serre (N_2O).

Si ce cycle de l'azote paraît aussi relativement bien connu, il n'en reste pas moins d'un point de vue fondamental que les communautés microbiennes et en particulier bactériennes impliquées, leur dynamique, les paramètres qui contrôlent leur activité (disponibilité des sources de carbone et d'énergie, état hydrique du sol. . .) sont encore à préciser, voire à déterminer. Les applications et impacts concernent la production de gaz à effet de serre, les pratiques culturales et la production végétale, la qualité et le traitement des eaux. Le développement des connaissances fondamentales et des applications nécessite aussi l'utilisation de modèles.

2.3 Cycle du soufre

Les transformations du soufre sont plus complexes que celles de l'azote en raison du plus grand nombre d'états d'oxydation. Trois formes paraissent dominantes dans les milieux naturels : sulfhydril, R-SH et sulfure HS^-(–2) ; soufre

élémentaire, $S_0(0)$; sulfate (SO_4^{2-})(+6). Certaines transformations comme l'oxydation des sulfures en conditions aérobies et pH neutre, impliquent tout autant les réactions chimiques que biologiques. Mais on distingue des grandes étapes où l'intervention des micro-organismes est fondamentale.

Pratiquement, l'ensemble des communautés microbiennes sont impliquées dans les processus de minéralisation aérobie et anaérobie qui conduisent essentiellement aux sulfates et sulfures.

En conditions aérobies, acides ou neutres, des bactéries chimiolithotrophes oxydent, comme source d'énergie, les sulfures, le soufre élémentaire, le thiosulfate, le sulfite (*Sulfolobus*, *Thiobacillus*. . .) en utilisant O_2 comme accepteur d'électrons pour assurer la fixation autotrophe du CO_2. Quelques espèces (*Th. denitrificans*) peuvent aussi croître en anaérobiose en utilisant les nitrates comme accepteur d'électrons.

En conditions anaérobies strictes, les bactéries sulfatoréductrices utilisent les sulfates comme accepteur d'électrons (respiration anaérobie) pour le réduire en sulfure (H_2S). On désigne aussi ce processus par le terme « réduction dissimilative des sulfates ». Elle contribue au fractionnement isotopique très significatif du soufre, l'isotope léger étant préférentiellement utilisé. Les donneurs d'électrons peuvent être pour ces bactéries sulfatoréductrices des composés organiques variés, mais aussi l'hydrogène (comme pour *Desulfovibrio desulfuricans*). On distingue par ailleurs une sulfatoréduction microbienne assimilative qui, par réduction des sulfates en H_2S, conduit à la production de composés organiques soufrés (par exemple, cystéine, méthionine, . . .) que mettent en œuvre de très nombreux micro-organismes pour leur nutrition et non pas pour leur respiration.

Ces deux grands types de processus, sulfo-oxydation et sulfatoréduction (dissimilative) bactériennes, ont des incidences et applications majeures et multiples (Ehrlich, 2002 ; Edwards *et al.*, 2001. . .). Outre l'implication directe sur le cycle du soufre, la sulfo-oxydation bactérienne intervient par l'oxydation-dissolution des sulfures sur l'acidification des eaux, des sols, la solubilisation et lixiviation (extraction par voie soluble) des métaux, la corrosion des bâtiments, . . . La sulfatoréduction participe aux dépôts de sulfures métalliques et la formation de gisements, et est appliquée à l'épuration des eaux contaminées pour éliminer les métaux. Elle peut entraîner des effets toxiques (H_2S) vis-à-vis des végétaux. . .

Les différents processus microbiens du cycle du soufre assurent des couplages biologiques entre cycle du carbone, du soufre et du fer et même de l'azote (*Th. denitrificans*) et des couplages chimiques avec les réactions de changement d'état « solubilisation-dépôt » de nombreux métaux (cuivre, plomb, nickel, uranium, . . .). On note aussi des analogies de conditions physicochimiques et biochimiques entre certaines étapes du cycle du soufre et de l'azote (par exemple,

sulfo-oxydation et nitrification qui dépendent de bactéries autotrophes et aérobies ; dénitrification et sulfatoréduction qui font intervenir des bactéries hétérotrophes et anaérobies).

2.4 Cycle du phosphore

Les transformations du phosphore font intervenir deux grands types de processus microbiens. L'un relativement spécifique met en œuvre des systèmes enzymatiques phosphatases qui hydrolysent les liaisons esters organiques phosphorés pour produire des phosphates minéraux assimilables par les micro-organismes et les végétaux. Dans les sols et les sédiments, tant le pool « phosphates organiques » que les diverses phosphatases et micro-organismes impliqués sont très mal connus (Golterman, 2004). L'autre principal type de processus fait intervenir, tant dans la rhizosphère que hors rhizosphère, des bactéries et champignons produisant des acides minéraux et organiques plus ou moins complexants. Ces acides excrétés dans le milieu, par échange entre protons des acides avec les cations des phosphates minéraux insolubles, libèrent des anions phosphates minéraux assimilables. C'est en fait un phénomène général d'altération microbienne des minéraux (Berthelin, 1988).

Outre l'assimilation du phosphore pour la croissance, certaines bactéries qualifiées de PAO (*Phosphorus Accumulating Organism*) peuvent stocker dans leur compartiment cytoplasmique le phosphore sous forme de granules de polyphosphates, au-delà de leur strict besoin métabolique. Cette propriété est utilisée en épuration des eaux pour favoriser un traitement biologique du phosphore plutôt qu'un traitement par précipitation chimique, qui entraîne une augmentation du volume des boues à traiter.

Cette suraccumulation du phosphore dans la cellule est régie par un métabolisme spécifique :

1. en condition anaérobie l'assimilation des acides gras volatils (issus de la fermentation de la matière organique) permet la synthèse de polyhydroxyalcanoates (PHA) en utilisant l'énergie libérée par l'hydrolyse des polyphosphates ;
2. en condition aérobie, l'hydrolyse des PHA fournit de l'énergie permettant une régénération des granules de polyphosphates, supérieure à l'hydrolyse observée en phase anaérobie.

Ce modèle métabolique reste à ce jour à confirmer (Mino, Van Loosdrecht *et al.*, 1998).

Les espèces impliquées ne sont que partiellement identifiées (β protéobactéries – *Rhodocyclus* spp. (Hesselmann, Werlen *et al., 1999*). À noter également que certaines bactéries appelées PAO dénitrifiantes (DPAO) peuvent utiliser le nitrate comme acceptateur d'électrons.

2.5 Cycle du fer

La mobilité du fer déterminée par le pH, le Eh et la présence de ligands organiques, est sous la dépendance des activités microbiennes qui modifient et contrôlent en permanence ces paramètres (Ehrlich, 2002). En milieu acide ou neutre, aérobie ou micro-aérophile, des bactéries autotrophes (chimiolithotrophes) ou mixotrophes oxydent Fe^{II} en Fe^{III} pour obtenir l'énergie nécessaire à leur croissance. Elles utilisent pour la plupart le CO_2 comme source de carbone, certaines peuvent aussi oxyder les formes réduites du soufre et d'autres éléments (U, As, . . .). Ces processus conduisent, sauf en conditions très acides ou complexantes, à la précipitation d'oxydes de fer *sensu lato*, de sulfates ou de phosphates (Ehrlich, 2002 ; Houot et Berthelin, 1992). Ces bactéries trouvent des applications dans la lixiviation et l'extraction des métaux de minerais sulfurés, de matériaux pollués ou le traitement des eaux pour éliminer le fer, le manganèse et divers métaux qui peuvent s'y associer. D'autres communautés bactériennes aéro-anaérobies ou anaérobies, la plupart du temps hétérotrophes (chimio-organotrophes) utilisent Fe^{III} comme accepteur d'électron pour leur respiration, en parallèle ou en complément de fermentations. Elles réduisent le fer en solution, mais entraînent aussi la dissolution et l'altération des oxydes et oxyhydroxydes. Le fer est alors mobilisé et disponible sous forme de Fe^{II} et ne restera soluble qu'en conditions réductrices (Stemmler et Berthelin, 2003). Ce phénomène se produit en sol saturé, mais aussi quand la consommation d'oxygène entraîne l'anoxie. Ces bactéries se manifestent dans de nombreux sols sous conditions climatiques variées (tropicales humides, tempérées, montagnardes. . .). De tels phénomènes d'altération bactériennes des oxydes ferriques entraînent aussi une redistribution des métaux associés à ces oxydes vers des phases plus disponibles (hydrosolubles, échangeables, . . .) (Quantin *et al.*, 2002).

Par ailleurs, des champignons (mycorhizogène ou saprophytes) et des bactéries, rhizosphériques ou non, produisent des substances complexantes du fer (acides aliphatiques carboxyliques, acides phénols, acides hydroxamiques, . . .) qui contribuent à l'altération de minéraux (ferromagnésiens, oxydes. . .) donc à la solubilisation d'éléments minéraux qui sont alors transférés plus abondamment aux solutions et aux végétaux (Leyval et Berthelin, 1991). Certains de ces composés, les sidérophores présentent une capacité complexante spécifique de Fe^{III} (Kraemer, 2004).

Ces processus sont donc susceptibles de contrôler les dissolutions et néoformations de minéraux et modifient la disponibilité du fer et d'éléments associés dans les sols. Ils peuvent avoir des effets bénéfiques ou nocifs, directs ou indirects dans le fonctionnement des systèmes sols-plantes et se manifestent dans de nombreux couplages de cycles (avec carbone, soufre, phosphore, ou d'éléments en traces comme uranium, sélénium, arsenic. . .). **La connaissance des structures et fonctions des communautés microbiennes impliquées et des paramètres du milieu qui les contrôlent ainsi que les couplages entre cycles est encore bien insuffisante**.

2.6 Éléments en traces

Des éléments en traces comme le mercure, le chrome, le molybdène, le vanadium, l'uranium, le sélénium, le tellurium, . . . peuvent subir divers types de transformations microbiennes : oxydation pour Hg, Cr, Mo, U, Se ; réduction pour Hg, Cr, Mo, V, U, Se, Te ; méthylation pour Hg, Se, Te. Le cas du mercure à titre exemplaire peut être brièvement présenté (*cf.* aussi encadré chapitre 6.2). Dans l'atmosphère, le mercure est essentiellement présent sous la forme élémentaire (Hg°) volatile, mais qui est oxydé photochimiquement en ion mercurique (Hg^{2+}) qui constitue la forme majeure d'introduction dans les sols et les eaux. Le mercure peut être facilement oxydé ou réduit ($Hg^{\circ} \Leftrightarrow Hg2^{+}$) par des micro-organismes du sol ou des sédiments soit directement soit par implication des bactéries sulfatoréductrices ($H_2S + Hg^{2+} \rightarrow HgS$) ou méthanogènes ($CH_3Hg^{+} \rightarrow CH_4 + Hg^{\circ}$). Une réaction majeure, la méthylation qui fait intervenir une méthylcobalamine, conduit à une forme volatile environ 100 fois plus toxique que le mercure élémentaire (Hg°) (Madigan *et al.*, 2000 ; Ehrhich, 2002).

3 | Rôle des micro-organismes dans l'immobilisation et la solubilisation des métaux et non-métaux ; application aux radionucléides (*cf.* aussi chapitre 4)

Divers processus microbiens ou contrôlés par des activités microbiennes interviennent pour immobiliser et solubiliser les éléments majeurs, les éléments en traces ou encore les radionucléides. Ils sont impliqués notamment dans les phénomènes d'altération des minéraux et de transfert des éléments vers les plantes et les organismes.

3.1 Immobilisation des éléments minéraux (dont les radionucléides)[1]

L'immobilisation microbienne de radionucléides fait intervenir des processus de biosorption, bioaccumulation, réduction et précipitation qui se manifestent pour de nombreux éléments qu'ils soient ou non radioactifs.

3.1.1 Biosorption

La biosorption est généralement définie comme un processus non actif, c'est-à-dire ne nécessitant pas de consommation d'énergie par le micro-organisme. C'est en fait une sorption par des mécanismes physicochimiques (échange ionique, sorption, complexation). Elle implique différents niveaux de structure des cellules microbiennes : les parois et les membranes cellulaires externes et leurs composants, les organites intracellulaires.

Des constituants des parois fongiques et membranes bactériennes (polysaccharides, protéines, ...) possèdent des groupements fonctionnels ($-NH_2$, $-COOH$, $-OH$, $-PO_4H_2$) qui ont des affinités pour les métaux, dont les radionucléides. Ils se comportent comme des polyanions naturels, sites potentiels de fixation des métaux et des radionucléides chargés positivement tels Cd^{2+}, Cs^{+}, La^{3+}, Eu^{3+} et Yb^{3+} (Texier *et al.*, 2000 ; Deneux-Mustin *et al.*, 2003) (*cf.* tableau 7.1).

3.1.2 Bioaccumulation

Ce sont des processus actifs démontrés chez de nombreux micro-organismes procaryotes et eucaryotes. Ils utilisent habituellement des systèmes de transport spécifiques et non spécifiques localisés à la surface de leurs membranes. Par exemple, le césium, tant radioactif que non radioactif, est accumulé par des micro-organismes utilisant les systèmes transmembranaires de transport du potassium (Bossemeyer *et al.*, 1989) et parfois (surtout chez les cyanobactéries) en utilisant les systèmes transmembranaires de transport de l'ammonium (Avery *et al.*, 1992).

Comme d'autres métaux, les radionucléides s'accumulent aussi dans les vacuoles de micro-organismes eucaryotes tels que les micro-algues et les champignons (Gadd, 1996). La fixation peut se faire sur des macromolécules libres ou appartenant à des structures intracellulaires.

[1] Remarque : la section 3 de ce chapitre concernant les micro-organismes et les radionucléides a été rédigée avec la participation de Christian Tamponnet, IRSN, DEI, SECRE, Cadarache.

3.1.3 Réduction

Des réductions de radionucléides se produisent sans être liées au métabolisme énergétique et peuvent correspondre à des mécanismes de tolérance et de détoxification, comme c'est le cas du mercure (Madigan *et al.*, 2000).

3.1.4 Précipitation

Après réduction, des éléments minéraux, radionucléides ou non, peuvent précipiter sous forme d'oxydes (pour le technétium), de sulfures (chez les bactéries sulfatoréductrices), ou de phosphates (bactéries phosphatase positives comme celles du genre *citrobacter*) précipitant les actinides tétravalents tels que Th(IV) et Pu(IV) (Tolley *et al.*, 1995). Le neptunium(V) peut être éliminé par l'action combinée de *Shewanella putrefaciens* bioréduisant le neptunium(V) en neptunium(IV) et de *citrobacter* sp. le précipitant sous forme de phosphate (Lloyd *et al.*, 2000).

3.2 Solubilisation d'éléments minéraux dont les radionucléides par les micro- organismes

De nombreux processus microbiens peuvent conduire à un accroissement de la mobilité des radionucléides. Dans les milieux terrestres, la solubilisation des radionucléides a des implications importantes dans leurs transferts aux eaux, aux plantes et aux autres organismes supérieurs. Cette solubilisation, souvent désignée par lixiviation, fait intervenir des processus d'oxydation ou de production de métabolites acides et complexants (Berthelin, 1988 ; Deneux-Mustin *et al.*, 2003. . .).

Ainsi en condition aérobie, les bactéries autotrophes comme *Thiobacillus ferrooxidans* interviennent par oxydation des sulfures avec production d'oxydant (sulfate ferrique) et d'acide sulfurique pour extraire l'uranium qui est solubilisé sous forme de sulfate d'uranyle.

Par ailleurs, des bactéries et des champignons peuvent produire des protons, des acides organiques et des agents chélateurs, tels que les acides carboxyliques, les acides phénols et les sidérophores qui solubilisent les métaux dont les radionucléides et accroissent leur mobilité dans le sol (Munier-Lamy et Berthelin, 1987).

Certaines réactions de réduction entraînent directement ou indirectement une solubilisation de radionucléides. Par exemple, le plutonium est solubilisé par des

bactéries réductrices du fer et le radium et l'uranium peuvent être solubilisés par des bactéries réductrices des sulfates et du fer (Landa et Gray, 1995).

La dégradation microbienne de la matière organique fixant des métaux peut conduire à leur solubilisation.

3.3 Rôle spécifique des champignons mycorhiziens

Les associations symbiotiques mycorhiziennes (racines-champignons) interviennent selon les conditions expérimentales (plantes, champignons, éléments, conditions de culture) soit pour limiter, soit pour améliorer le transfert de radionucléides aux plantes (Deneux-Mustin *et al.*, 2003). Ce sont des phénomènes et mécanismes qu'il y a lieu de préciser.

3.4 Tableau d'ensemble

Le tableau 7.1 présente à titre d'illustration un résumé des processus microbiens qui, soit directement (réduction, oxydation, méthylation, bio-accumulation-biosorption), soit indirectement (en agissant sur les phases porteuses de métal ou en modifiant les conditions de milieu : dissolution des oxydes, dissolution ou formation de sulfures, . . .), interviennent dans les changements d'état de quelques éléments en traces et donc dans le cycle de ces éléments (d'après Deneux-Mustin *et al.*, 2003).

L'importance des processus signalés ou connus est indiquée par + (peu important) à ++++ (processus majeur).

4 Les couplages de cycles

4.1 Couplages entre processus biotiques

Les couplages du cycle du carbone avec les autres cycles (azote, soufre, phosphore, fer, . . .) évoqués ci-dessus, sont connus ou relativement bien connus d'un point de vue des mécanismes microbiens impliqués, mais sont loin d'être définis du point de vue de l'écologie fonctionnelle. **Les paramètres biotiques (nature, dynamique, activité des populations impliquées) et abiotiques (paramètres physiques et chimiques du milieu) de régulation sont à mieux définir.**

Éléments	Am	As	Cd	Cs	Cr	Ni	Pb	Pu	Ra	Se	Tc	Th	U
Réduction		++++			+++			+		++++	+		++
Oxydation		++++								++			+
Acidification dans la rhizosphère	+++	+++	+++	+	+++	+++	+++	++	++	+	+	+	++
Production de composés chélatants	++	+	+++		++	++	++	++	++	+	+	++	+++
Biodégradation MO	++	+	++	++	+	++	++	++	+	+	+		++
Formation hydroxides Fe et Mn										++			++
Biosorption-bioaccumulation	++		+++	+++	++	++	++	+++	+		+	++	++
Formation du S^{--} insoluble		++	+			+				++	+		
Rôle des mycorhizes		+	+	++	+	++	++			+			
Méthylation		++											
Réduction Fe, Mn, S		+++				++			++	++	+		+++

Tableau 7.1
Exemples de processus microbiens, qui interviennent directement ou indirectement (voir texte), dans la mobilité et le transfert de quelques éléments en traces choisis à titre d'exemple (d'après Deneux-Mustin et al., 2003).

Les couplages les plus simples concernant majoritairement deux cycles biogéochimiques correspondent essentiellement :

- à des phases de minéralisation des matières organiques impliquant carbone, phosphore, azote, soufre…, où la nature des composés organiques, leur disponibilité et biodégradabilité, les paramètres de régulation sont à préciser : par exemple, comment se développe et est contrôlée la minéralisation de l'azote ou du phosphore sous divers peuplements forestiers ?
- à des processus d'oxydation de substrats minéraux et de fixation de CO_2 et qui concernent la nitrification, la sulfo-oxydation, l'oxydation du fer par des bactéries autotrophes ;
- à des processus de réduction comme la dénitrification, la réduction du fer, la sulfatoréduction dont la mise en œuvre et la régulation sont à bien déterminer.

Ces couplages biologiques peuvent concerner plusieurs cycles comme par exemple, C, S et Fe au cours de l'oxydation-altération-dissolution des mineraux sulfurés par *Thiobacillus ferrooxidans* ou C, S, N pour la bactérie *Thiobacillus denitrificans* avec des implications fortes dans le fonctionnement des milieux naturels ou dans des applications au traitement de minerais ou à la pollution et au traitement des eaux.

En fait, il est absolument nécessaire de considérer les diverses étapes des cycles biogéochimiques, non seulement par élément mais aussi par association de cycles ou d'étapes de cycles, pour établir une approche fonctionnelle.

4.2 Couplages entre processus biotiques et abiotiques

Pour indiquer l'incidence de ces couplages, la figure 7.2 souligne les associations qui peuvent se manifester entre le fer, l'uranium et le soufre, sans cependant faire apparaître les relations avec le cycle du carbone qui est étroitement associé à ceux du fer et du soufre. Des essais de modélisation sont encourageants et à développer (Dassonville *et al.*, 2004).

La bactérie *Thiobacillus ferrooxidans*, en oxydant le fer et le soufre des sulfures (pyrite), va produire un oxydant sous forme de sulfate ferrique qui va pouvoir oxyder l'uranium UO_2 (U IV) en $UO_2{}^{2+}$(U VI) qui deviendra soluble, sous forme de sulfate, en milieu acide. L'acide sulfurique est produit par l'oxydation du soufre élémentaire ou des sulfures (pyrite) par *T. ferroxidans* ou par

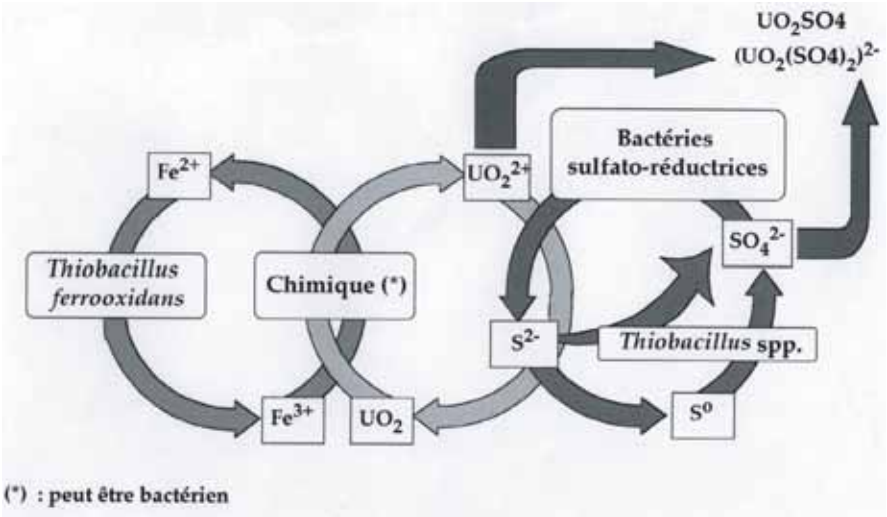


Figure 7.2
Exemple de couplage entre cycles du fer, de l'uranium et du soufre (la réduction du fer est majoritairement bactérienne).

des bactéries de même type fonctionnel. L'uranium U(VI) soluble pourra être réduit en présence de bactéries sulfatoréductrices formant des sulfures (S^{2-}). Le fer réduit et les sulfures pourront être réoxydés par *T. ferrooxidans* ou des bactéries de même type fonctionnel. Enfin le fer III peut être réduit par des bactéries ferriréductrices.

Le carbone est aussi associé à ces boucles d'oxydo-réduction en apportant le CO_2 qui sera fixé en autotrophie par exemple par *T. ferrooxidans* et les matières organiques qui seront oxydées, soit par les bactéries sulfatoréductrices, soit par les bactéries ferriréductrices. Les différentes phases concernant le fer et le soufre sont essentiellement biotiques et la boucle concernant l'uranium est essentiellement abiotique.

5 | Rôle de la rhizosphère

La rhizosphère, définie pour la première fois voilà un siècle, correspond aux parties des sols sous l'influence des racines des plantes, des micro-organismes, symbiotiques et non symbiotiques, et de la faune qui leur sont associés. Les racines exercent des effets mécaniques, prélèvent des nutriments, produisent et libèrent des composés organiques et minéraux solides, liquides, gazeux. Le sol fournit l'eau, les nutriments, le support solide organisé. Les micro-organismes et

la faune du sol au voisinage des racines y trouvent des conditions énergétiques et nutritionnelles favorables à leur croissance et activité. Dans de telles conditions de milieu, les organismes vivants « racines-micro-organismes-faune » interagiront entre eux et avec les constituants organiques et minéraux des sols. La rhizosphère est ainsi une niche écologique qui « éveille » et stimule les diverses activités microbiennes qui participeront très significativement au fonctionnement du cycle de nutriments majeurs et des oligo-éléments carbone, azote, phosphore, sélénium, fer, . . . et aux transformations qui conduiront à des transferts vers les plantes, les eaux, l'atmosphère. La rhizosphère est ainsi le théâtre de processus de transformation de minéraux (par exemple, altération, . . .) intervenant dans le cycle des éléments associés au cycle de l'eau et dont les acteurs et leurs jeux sont encore bien mal connus (Gobat *et al.*, 2003).

6 Les associations faune – micro-organismes

Malgré le rôle majeur, maintenant bien reconnu, de la faune du sol dans les transferts de matière et d'énergie par brassage et les impacts physiques et chimiques qui peuvent en résulter, peu de travaux concernent les interactions faune/micro-organismes. Pourtant des effets bénéfiques de telles associations ont été rapportés voici déjà quelques dizaines d'années (Dommergues et Mangenot, 1970) en constatant que l'association bactéries-collemboles favorisait par exemple la cellulolyse par une action mécanique de fractionnement des matériaux et par dispersion des bactéries cellulolytiques. Il paraît important de mieux définir ces interactions et le rôle qu'elles peuvent jouer dans la dynamique du cycle du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre (Lavelle et Spain, 2001 ; Gobat *et al.*, 2003).

7 Applications aux biotechnologies de l'environnement et aux traitements de matériaux, minerais et déchets

L'ensemble des mécanismes microbiens qui interviennent dans le fonctionnement des cycles biogéochimiques trouve des applications dans différents domaines des biotechnologies appliquées au traitement :

1. des pollutions organiques et minérales des sols, des eaux et de l'air ;
2. des résidus et déchets ;

3. des matières minérales et des minerais (extraction, accumulation de métaux et non métaux) (Berthelin, 1987 ; Ehrlich et Brierley, 1990) (*cf.* aussi les chapitres 6.1 et 6.2 de ce rapport).

Ces applications concernent aussi certains aspects de la production et de la qualité des végétaux.

Ainsi, pour le cycle du carbone et de l'azote, les mécanismes microbiens actuellement mis en œuvre ou en perspectives d'application concernent par exemple la biodégradation de polluants organiques ou la production (biosynthèse) de composés d'intérêt industriels ou médicaux. . ., l'élimination des nitrates des eaux (dénitrification), la fixation d'azote moléculaire pour la production végétale. . . Une « ingénierie environnementale » et le développement de biotechnologies appliquées au contrôle de la production de gaz à effet de serre paraissent prometteurs.

D'autres cycles (fer, soufre, . . .) sont aussi très concernés par l'extraction de métaux des minerais (Ehrlich 2002 ; Edwards *et al.*, 2001), lors de leur élimination des eaux ou de résidus ou minéraux industriels. Des applications apparaissent pour de nombreux éléments majeurs et en traces, afin de les éliminer d'effluents en les accumulant par des phénomènes de biosorption, bioaccumulation. . .

Il y a lieu de souligner que la connaissance des mécanismes microbiens intervenant dans le fonctionnement des cycles biogéochimiques et la définition des paramètres qui les contrôlent peuvent conduire à des applications dont le champ s'élargit en contribuant au développement de ce que l'on peut qualifier de biotechnologies de l'environnement, de biotechnologies minérales (par exemple, biohydrométallurgie pour l'extraction et accumulation de métaux).

Bien souvent ces développements se font ou se feront en associant des méthodes biologiques aux méthodes physiques et chimiques.

8 | Des outils prometteurs pour le développement de l'écologie microbienne des milieux naturels

Les méthodes de culture des micro-organismes sur des milieux nutritifs ne permettent d'isoler et cultiver qu'une faible partie (de l'ordre de 1 %) des micro-organismes des milieux naturels (sols, sédiments, océans. . .).

Des méthodes récentes de biologie moléculaire ont été appliquées depuis 15 à 20 ans aux micro-organismes de ces milieux et en particulier des sols. Elles permettent d'obtenir des profils moléculaires des populations et communautés microbiennes, de caractériser des micro-organismes, de découvrir des bactéries non cultivables à partir d'extraction, purification, séquençage d'ADN et amplification de séquences d'ADN (Prosser, 2002 ; Kirk *et al.*, 2004).

Pour passer de ces méthodes, qui contribuent à mettre en évidence des potentiels génétiques, à des mises en évidence d'activités, l'amplification d'ARN ribosomal et de gènes de fonctions fournit déjà et pourra fournir des informations tant sur la dynamique que sur les activités *in situ* des populations bactériennes. L'utilisation des techniques moléculaires a déjà contribué à des progrès significatifs sur la connaissance de divers mécanismes (fixation d'azote, nitrification, dénitrification, biodégradation de polluants organiques).

À ces méthodes « génomiques » appliquées aux ADN et ARN s'ajoute l'étude des protéines (protéomique) qui complète la recherche et caractérisation d'activités (recherche d'enzymes). Enfin des outils chimiques et physiques (marquage aux isotopes stables ^{13}C, ^{15}N... de molécules substrat et par voie de conséquence des acides nucléiques ; microscopie confocale avec marquage par des sondes plus ou moins spécifiques fluorescentes...) permettent d'une part des mesures encore plus spécifiques d'activités, et d'autre part d'observation *in situ* plus précises et en 3D.

Un numéro récent de *Biofutur* (n° 268, 2006) présente plusieurs articles qui soulignent le développement et l'intérêt qu'apportent la génomique, la protéomique, le traçage moléculaire et isotopique au développement de l'écologie microbienne du sol.

Toutefois, les approches moléculaires d'écologie microbienne du sol ne constituent pas une nouvelle science mais sont des outils qui ouvrent, comme le soulignent Gobat *et al.* (2003), de nouveaux horizons dans la connaissance des relations entre processus, paramètres les contrôlant, dynamique et activités des populations ou communautés impliquées.

Conclusions et perspectives

Les micro-organismes (bactéries et champignons) interviennent très significativement dans le fonctionnement des cycles biogéochimiques soit seuls, soit en association avec les plantes et la faune. Ils se manifestent dans toutes les enveloppes superficielles de la planète : sols, sédiments, eaux douces, océans.

De nombreux mécanismes (oxydation, réduction, production de substances complexantes, méthylation, biosorption, bioaccumulation. . .) sont déjà relativement bien connus, tant d'un point de vue physiologique, biochimique, génétique qu'écologique, mais des lacunes dans les connaissances d'intérêt fondamental et appliqué persistent.

Elles doivent être comblées aussi bien pour la compréhension que pour la gestion de phénomènes allant des changements climatiques (production de CO_2, N_2O, CH_4. . .) à l'extraction des métaux (biohydrométallurgie), en passant par la gestion des écosystèmes *lato sensu* (par exemple : pratiques forestières, pratiques agricoles. . .), le traitement des pollutions, la gestion des résidus et déchets organiques et/ou minéraux. . .

Seulement quelques pour cent (%) (voire pas plus de 1 %) des micro-organismes sont cultivables et connus. Les méthodes de biologie moléculaire (Prosser, 2002 ; Kirk e*t al.*, 2004, *Biofutur*, 2006), qui ont considérablement progressé ces dix à vingt dernières années, ont contribué bien sûr à la connaissance des organismes, à la mise en évidence d'organismes non cultivables et à une meilleure connaissance de certaines étapes de cycles biogéochimiques. Mais la seule étude de la diversité et de la dynamique de populations est encore insuffisante. La connaissance des micro-organismes ne peut pas se limiter à des études de populations, mais a besoin de se développer en intégrant la nature, la dynamique et l'activité (fonctions) des communautés et populations. Le développement de la génomique et de la protéomique associées à des outils chimiques et physiques va dans ce sens (*Biofutur*, 2006). Il y a lieu de faire progresser une connaissance fonctionnelle prenant en compte l'ensemble des facteurs biologiques, chimiques et physiques des milieux ainsi que les couplages de cycles.

Tout d'abord plusieurs domaines, qui vont de la physiologie, la biochimie et la génétique des organismes à l'écologie fonctionnelle des populations et communautés, ont à progresser, et il ne faut pas se limiter à quelques organismes dont la représentativité n'est absolument pas établie (par exemple : *Shewanella putrefaciens* ou *Geobacter sp.* pour la réduction du fer).

La définition des relations entre nature, dynamique et activité des communautés et populations implique un plus grand investissement dans la connaissance des processus et des paramètres aux interfaces (micro-organismes-minéraux, par exemple).

Les valeurs seuils des paramètres qui orientent et déterminent les activités microbiennes, disponibilité des substrats et des nutriments, propriétés physiques, physicochimiques des milieux (état hydrique, conditions redox et acido-basiques. . .), sont à vraiment prendre en compte. Les sites d'activités et de

« conservation » des organismes (par exemple : rhizosphère, litières et horizons humifères, agrégats, drilosphère, termitosphère. . .) ont à être mieux introduits dans une démarche fonctionnelle ; de même que les interactions entre organismes « micro-organismes/racines/faune » pour lesquelles de grosses lacunes demeurent.

Une interdisciplinarité obligatoire doit conduire à l'intégration des paramètres biotiques et abiotiques à différentes échelles d'espace et de temps pour l'acquisition de connaissances fondamentales, le développement de modèles et d'une ingénierie écologique scientifique et technique ou à des biotechnologies de qualité. En fait, il faut veiller au développement d'une écologie microbienne prenant en compte les paramètres abiotiques (physiques et chimiques) déterminants des milieux.

Enfin, l'étude de la biosphère souterraine profonde ouvre un champ de recherche particulièrement vaste pour l'acquisition de nouvelles connaissances concernant la vie dans les milieux extrêmes et dont les attendus, tant fondamentaux qu'appliqués, sont très prometteurs.

Note sur la biosphère souterraine profonde

ALAIN-YVES HUC, FRANCK HAESELER, BERNARD OLLIVIER, MICHEL MAGOT ET DANIEL PRIEUR

Ce n'est que très récemment que l'existence d'une biosphère souterraine profonde a été largement acceptée par la communauté scientifique. Le scepticisme initial était fondé sur des préoccupations quant à la provenance des organismes détectés dans les échantillons ramenés à la surface. Les progrès réalisés dans la qualité des prélèvements et des méthodes de caractérisation moléculaire des micro-organismes ont permis de lever cette hypothèque.

Les difficultés d'obtention d'échantillons représentatifs et le coût des forages ont conduit à utiliser comme sites de prélèvements les gisements pétroliers, mines, sites expérimentaux de stockage profond de déchets nucléaires mais aussi ceux de grands programmes de recherche internationaux, comme IODP (International Ocean Drilling Program).

La mise en évidence de ces populations bactériennes profondes pose les questions de la limite ultime de cette vie et des formes de vies extrêmes actives dans ces environnements. Au cours des dix dernières années, les forages scientifiques profonds, notamment ceux des campagnes ODP (Ocean Drilling Program) ont commencé à explorer cette biosphère largement inconnue. Les premiers résultats indiquent que des écosystèmes bactériens sont présents dans la croûte océanique et dans des sédiments marins jusqu'à des profondeurs d'enfouissement jusqu'ici considérées comme incompatibles avec la vie (*cf.* figures 7.3 et 7.4). Les écosystèmes subterrestres profonds, aujourd'hui reconnus jusqu'à plusieurs centaines de mètres, se caractérisent par l'absence d'oxygène (anaérobiose) et la pauvreté en nutriments, en particulier azote et phosphore et des cinétiques d'activités faibles.

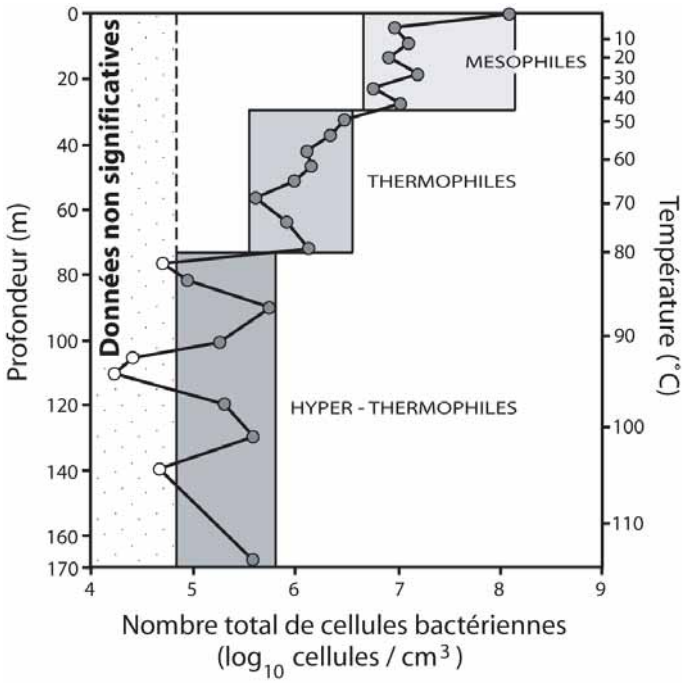


Figure 7.3
Distribution des bactéries en fonction de la profondeur et de la température, dans le site hydrothermal de San Juan de Fuca (Leg 169) (Ingebritsen et al., 2000).

Ces écosystèmes hébergent une biodiversité dont la majorité des représentants sont inconnus dans d'autres écosystèmes.

La température est un facteur limitant majeur pour l'établissement de communautés bactériennes. On estime une température limite maximale théorique comprise entre 120 °C et 150 °C. Notons que des travaux récents, concernant une bactérie nommée « bactérie 121 », ont vérifié la possibilité de vie bactérienne à 121 °C.

Certains sédiments profondément enfouis contiennent encore des populations de l'ordre de 10^5 à 10^6 cellules par cm^3. Ces chiffres peuvent croître dans des environnements disposant de sources de carbone et d'énergie (par exemple, méthane ou présence simultanée de CO_2 et de H_2). Les observations disponibles (incluant des indices de biodégradation effective de champs de pétrole) semblent indiquer que la biosphère crustale profonde peut atteindre 3 à 4 km.

Le nombre de cellules par unité de volume est relativement modeste, cependant l'énorme quantité de sédiments (estimée à $5\,10^{25}$ cm^3) pourrait accueillir

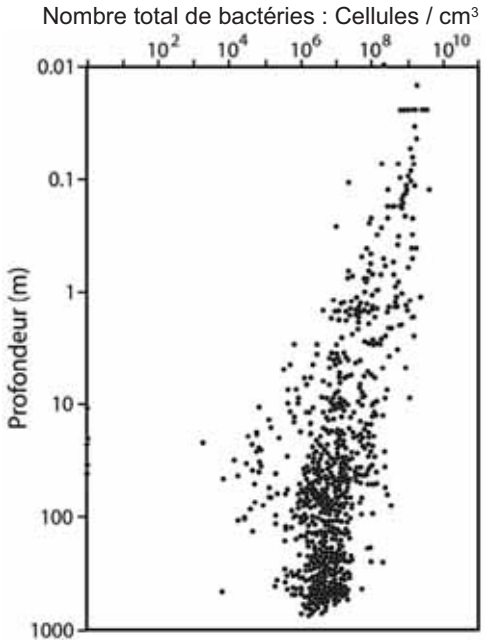


Figure 7.4
Distribution du nombre total de bactéries en fonction de la profondeur. Données provenant de 17 sites du programme « Ocean Drilling Project » (Cragg et al., 1997 ; Parkes et al., 2000).

un nombre total de cellules bactériennes de l'ordre de 10^{30}. Bien que ce chiffre soit à prendre avec précaution, en raison des incertitudes sur les mesures et du faible nombre de points d'échantillonnage ainsi extrapolés, une telle valeur représenterait 90 % de la biomasse bactérienne sur Terre. Cette biomasse bactérienne profonde pourrait contenir 3-5 10^{17} g de carbone, ce qui représenterait 60 à 100 % du carbone présent dans la biomasse globale.

Ces micro-organismes profonds pourraient avoir un rôle non négligeable en tant que réservoir dans les cycles globaux du carbone, du soufre, de l'azote et du phosphore.

L'activité de cette biosphère microbienne enfouie pourrait également jouer un rôle significatif sur la composition de l'atmosphère et sur les climats, mais aussi dans des phénomènes chimiques, généralement considérés comme abiotiques dans ces domaines.

La biosphère profonde semble ainsi être le siège d'activités chimio-autotrophes avec utilisation du CO_2/carbonates comme source de carbone et de l'hydrogène comme source d'énergie. Dans ce contexte, les archaebactéries

méthanogènes jouent un rôle primordial *in situ*, mais aussi certaines bactéries sulfatoréductrices et les bactéries acétogènes. Avec l'enfouissement, et l'augmentation concomitante de température, certains composés inorganiques sont susceptibles d'être activés, tels que des minéraux contenant des métaux (fer, . . .) fournissant de nouveaux accepteurs d'électrons en profondeur. De plus, ces minéraux sont à même de produire de l'hydrogène *via* l'oxydation du Fe^{++} couplée à la réduction de l'eau. Les conditions régnant à grande profondeur peuvent donc permettre des réactions abiotiques, favorisant l'activité bactérienne, différentes de celles se produisant à la surface de la Terre.

L'impact de cette biosphère profonde sur les grands cycles biogéochimiques est à ce jour pratiquement inconnu. Enfin le type de métabolisme à l'œuvre sera à prendre en considération dans les recherches menées dans le cadre du stockage souterrain du CO_2 pour lutter contre les gaz à effet de serre.

Références bibliographiques

Avery SV., Codd GA. et Gadd GM. (1992). Caesium transport in the cyanobacterium Anabaena variabilis : kinetics and evidence for uptake via ammonium transport system(s). *FEMS Microbiol Lett*, **95** : 253-258.

Bada JL. (2004). How life began on earth : a status report. *Earth and Planetary Science Letters*, **226** : 1-15.

Berthelin J. (1987). Des bactéries pour extraire des métaux. *La Recherche*, **188** : 720-725.

Berthelin J. (1988). Microbial weathering processes in natural environments, *In* Lerman A. and Meybeck M. (eds). *Physical and chemical weathering in geochemical cycles*. Kluwer Academic Press, London, 33-59.

Biofutur (2006). Écologie microbienne des sols, **268** : 21-57.

Bossemeyer D., Schlösser A. et Bakker EP. (1989). Specific cesium transport via the Escherichia coli Kup (TrkD) K+ uptake system. *J Bacteriol*, **171** : 2219-2221.

Cragg BA., Law KM., Cramp A. et Parkes RJ. (1998). The response of bacterial populations to sapropels in deep sediments of the eastern mediterranean (site 969) : AHF. *In* Robertson KC., Emeis C., Richter et Camerlenghi A. (eds). Proceedings of the Ocean Drilling. *Program, Scientific Results*, **160** : 303-307.

Dassonville F., Renault P. et Vallés V. (2004). A model to describe the interactions between anaerobic microbiology and geochemixstry in a soil amended with glucose and nitrate. *Eur J Soil Sci*, **55** : 29-45.

Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J. et Leyval C. (2003). *Mobilité et transfert racinaire des éléments en trace : influence des micro-organismes du sol*. Éditions Tec & Doc, Paris.

Dommergues Y. et Mangenot F. (1970). *Écologie microbienne du sol*. Masson, Paris.

Edwards KJ., Hu B., Hamers JR. et Banfield JF. (2001). A new look at microbial leaching patterns on sulfide minerals. *FEMS Microbial Ecology*, **34** : 197-206.

Ehrlich HL. et Brierley CL. (1990). *Microbial Mineral Recovery*. McGraw-Hill Publ Co, New York.

Ehrlich HL. (2002). *Geomicrobiology*. 4th edition Marcel Dekker Inc., New York.

Gadd GM. (1996). Role of microorganisms in the environmental fate of radionuclides. *Endeavour*, **20** : 150-156.

Ghiorse WC. (1997). Subterranean life. *Science*, **275** : 789.

Gobat JM., Aragno M. et Matthey W. (2003). *Le sol vivant*. Presses polytechniques et universitaires romandes. Lausanne. 2e édition.

Gold T. (1998). *The Deep Hot Biosphere*. Copernicus and Springer-Verlag, 225 p.

Golterman HL. (2004). *The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments*. Kluwer Academic Publishers.

Head IM., Jones DM. et Larter SR. (2003). Biological activity in the deep subsurface and the origin of heavy oil. *Nature*, **426** : 344-352.

Hesselmann RPX., Werlen C. *et al.* (1999). Enrichment, phylogenetic analysis and detection of a bacterium that performs enhenced biological phosphate removal in activated sludge. *System Appl Microbiol*, **22** : 454-165.

Houot S. et Berthelin J. (1992). Submicroscopic studies of iron deposits occuring in field drains : formation and evolution. *Geoderma*, **52** : 209-222.

Ingebritsen SE., Sanford NE. et Toth J. (2000). Recent studies on bacterial populations and processes in subseafloor sediments. *Hydrology Journal*, **8** : 11-28.

Jeanthon C., Reysenbach AL., L'Haridon AL., Gambacorta S., Pace A., Glénat NR. et Prieur D. (1995). Hermotoga subterranea sp. nov., a new thermophilic bacterium isolated from a continental oil reservoir. *Arch Microbiol*, **164** : 91-97.

Kirk JL., Beaudette LA., Hart M., Moutoglis P., Klironomos JN., Lee H. et Trevors JT. (2004). Methods of studying soil microbial diversity. *Journal of Microbiological Methods,* **58** : 169-188.

Kormas KA., Smith D., Edgcomb V. et Teske A. (2003). Molecular analysis of deep subsurface microbial communities in Nankai trough sediments (ODP Leg 190, Site 1176). *FEMS Microbiology Ecology*, **45** : 115-125.

Kraemer SM. (2004). Iron oxide dissolution and solubility in the presence of siderophores. *Aquat Sci*, **66** : 3-18.

Landa ER. et Gray JR. (1995). US Geological survey : research on the environmental fate of uranium mining and milling wastes. *Environ Geol*, **26** : 19-31.

Lavelle P. et Spain AV. (2001). *Soil ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Leyval C. et Berthelin J. (1991). Weathering of a mica by roots and rhizospheric microorganisms of Pine. *Soil Sci Soc Am J*, **55** : 1009-1016.

Lloyd JR., Yong P. et Macaskie LE. (2000). Biological reduction and removal of Np(V) by two microorganisms. *Environ Sci Technol*, **34** (7) : 1297-1301.

Madigan MT., Martinko JM. et Parker J. (2000). *Brock Biology of microorganisms*. Prentice Hall International, Upper Saddle River, (9th edition).

Magot M., Ollivier B. et Patel KC. (2000). Microbiology of Petroleum Reservoirs. *Antonie van Leeuwenhoek*, **77** : 1003-116.

Mino T. et van Loosdrecht MCM. (1998). Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Wat Res*, **32** (11) : 3193-3207.

Munier-Lamy C. et Berthelin J. (1987). Formation of polyelectrolyte complexes with major (Fe, Al) and traces (U, Cu) elements during heterotrophic microbial leaching of rocks. *Geomicrobiol J*, **5** : 119-147.

Parkes RJ., Cragg BA. et Wellbury P. (2000). Recent studies on bacterial populations and processes in subseafloor sediments. *Hydrogeol Journ*, **8** : 11-28.

Pedersen K. (2000). Exploration of Deep intraterrestrial microbial life : current perspectives. *FEMS Microbiology Letters*, **185** : 9-16.

Prosser JI. (2002). Molecular and functional diversity in soil microorganisms. *Plant and Soil*, **244** : 9-17.

Quantin C., Becquer Th., Rouiller J. et Berthelin J. (2002). Redistribution of metals in a New Caledonia Ferrasol after microbial weathering. *Soil Sci Am J*, **66** : 1797-1804.

Stemmler S., Berthelin J. (2003). Microbial activity as a major factor in the mobilization of iron in the humid tropic. *Eur J Soil Sci*, **54** : 725-733.

Stevens TO. et McKinley JP. (1995). Lithoautotrophic microbial ecosystems in deep basalt aquifers. *Science*, **270** : 270-271.

Texier AC., Andrès Y., Illemassene M. et Le Cloirec P. (2000). Characterisation of Lanthanide ions binding sites in the cell wall of Pseudomonas aeruginosa. *Environ Sci Technol*, **34** : 610-615.

Tolley MR., Strachan LF. et Macaskie LM. (1995). Lanthanum accumulation from acidic solutions using a Citrobacter sp. Immobilized in a flow-through bioreactor. *J Industrial Microbiol*, **14** : 271-280.

Torsvik V., Goksoyr J. et Daae FL. (1990). High diversity in DNA of soil bacteria. *Appl Environ Microbiol*, **56** : 782-787.

van Elsas JD., Frois-Duarte G., Keijzer-Wolters A. et Smit E. (2000). Analysis of the dynamics of fungal communities in soil via fungal PCR of soilDNA followed by denaturing gradient gel electrophoresis. *J Microbiol Methods*, **43** : 133-151.

Wellsbury P., Mather I. et Parkes RJ. (2002). Geomicrobiology of deep, low organic carbon sediments in the woodlark Basin, Pacific Ocean. *FEMS Microbiology Ecology*, **42** : 59-70.

CHAPITRE 8

Nature, rôle et fonctions des matières organiques dans les sols[1]

JACQUES BERTHELIN

[1]Ce texte a bénéficié des informations générales fournies par Francis Andreux et Colette Munier-Lamy.

1 Les matières organiques du sol et leurs grandes fonctions

Comparativement au petit volume qu'ils occupent à la surface des continents, les sols contiennent de grandes quantités de matières organiques « mortes » (distribuées de façon variable entre résidus végétaux, animaux et microbiens, acides humiques (AH), acides fulviques (AF), humine), dont la masse selon divers auteurs est de l'ordre de 1,5 à 3,0 10^{12} t pour l'ensemble des continents. Mis à part les litières (horizon OL), les matières organiques des sols sont associées plus ou moins étroitement ou en mélange avec les constituants minéraux. La plus grande partie est insoluble dans l'eau, et moins de 1 ‰ se trouve sous forme dissoute ou particulaire dans les eaux superficielles. Le temps de résidence moyen des matières organiques dans les sols, estimé selon certains auteurs à 30-40 ans ou 15 ans pour d'autres (Balesdent *et al.*, 2005) souligne un renouvellement rapide et montre bien le rôle des organismes et en particulier des micro-organismes dans leur biotransformation, biodégradation et minéralisation. Toutefois ce temps de résidence court inclut celui des matières organiques fraîches (compris entre 0,5 et 5 ans, Paul et Huang, 1980) et ne doit pas masquer la stabilité des substances humiques *sensu lato* avec des âges plus ou moins longs : par exemple, des fractions organiques d'un horizon d'accumulation d'argiles (horizon BT) d'un sol brun lessivé (Luvisol) atteignent 4 800 ans.

Les matières organiques du sol, qui proviennent de la décomposition et de la transformation des matériaux végétaux par des processus biotiques et abiotiques, ne constituent pas seulement un compartiment majeur du cycle terrestre du carbone (*cf.* chapitre 1), mais sont aussi impliquées fondamentalement dans d'autres processus et fonctions d'un grand intérêt (Andreux, 1996 ; Andreux et Munier-Lamy, 1994 ; Berthelin *et al.*, 1999 ; Balesdent *et al.*, 2005) :

- les cycles des éléments majeurs et en traces et de nutriments organiques et minéraux (carbone, azote, phosphore, soufre, fer, potassium, calcium, magnésium. . .) pour les micro-organismes, les plantes, les animaux ;
- les sources et les stocks d'énergie (produits organiques et minéraux, donneurs et accepteurs d'électrons) pour les micro-organismes ;
- la réactivité chimique et physicochimique des sols par leurs implications dans les phénomènes d'échange, de complexation, de réduction, d'oxydation... ;
- la rétention de métaux toxiques et de produits organiques contaminants (Lamy *et al.,* 2005 ; Berthelin *et al.,* 2005) ;
- les propriétés physiques comme l'organisation et la structure des sols, leurs caractéristiques hydrauliques, . . . l'aération et la réserve utile en eau. . .

Ce sont ces aspects, autres que ceux impliqués dans le cycle général du carbone et la production de gaz à effet de serre, qui seront présentés dans ce chapitre pour souligner l'intérêt d'une meilleure connaissance de divers types de propriétés et fonctions des matières organiques des sols.

2 | Nature des matières organiques

Les matières organiques des sols les « plus stables » mais aussi chimiquement les plus « actives » sont constituées par les substances humiques *sensu lato* dont la localisation et la distribution dans les différents compartiments des sols peuvent être déterminées par des fractionnements physiques (agrégats et/ou particules de diverses tailles : argiles, limons, sables) et à la fois chimiques et physiques (extraction, précipitation par des réactifs alcalins ou acides, encombrement moléculaire. . .). S'agissant le plus souvent de macromolécules, on peut aussi les caractériser morphologiquement (méthodes microscopiques, submicroscopiques et ultramicroscopiques associées éventuellement à des observations et mesures spectroscopiques : par exemple, microscope électronique à balayage, microscope électronique à transmission couplé à un spectromètre à perte d'énergie d'électrons. . .).

Leur caractérisation chimique, physicochimique, physique et biologique (biodégradabilité) montre que les matières organiques, en fonction de leurs matériaux d'origine et des conditions biotiques et abiotiques qui contrôlent leur transformation et leur évolution, constituent pour l'ensemble des sols un « continuum » de composés allant des AF (acides fulviques) (les plus simples et les plus solubles dans une large gamme de pH), aux AH (acides humiques) (solubles uniquement en milieu alcalin) et à l'humine (les plus stables et non dispersables à tout pH). On les distinguera d'abord par leur milieu d'origine, puis par la méthode utilisée pour les isoler, et finalement par leurs caractéristiques analytiques. Parmi ces dernières, on retiendra particulièrement leur composition élémentaire (carbone, hydrogène, azote, oxygène), leurs propriétés macromoléculaires (encombrements moléculaires et polydispersité) et colloïdales de dispersion et coagulation (variations des propriétés de surface selon la concentration dans l'eau, la salinité ou le pH), leur stabilité chimique et physique (hydrolyse acide ou alcaline, stabilité thermique), leur aliphaticité et aromaticité. On insistera aussi sur leurs principaux groupements fonctionnels (–COOH, –OH, $–OCH_3$, –C=O, $–NH_2$, –SH, $–PO_4H_2$. . .) et leur biodégradabilité et capacité à stocker et fournir des sources d'énergie et des nutriments (Andreux et Munier-Lamy, 1994 ; Berthelin *et al.,* 1999).

Les teneurs en carbone (C) et en azote (N) des acides fulviques et des acides humiques, la part du carbone et de l'azote du sol qu'ils représentent et leurs proportions relatives (rapport AF/AH), ont longtemps constitué le principal critère

de caractérisation de la matière organique des horizons et des sols. Les teneurs élémentaires les plus courantes sont incluses dans les gammes suivantes : 40 % < C < 55 % ; 30 % < O < 50 % ; 3,5 % < H < 8 % ; 0 % < N < 6 %. Le soufre et le phosphore organiques ne dépassent en général pas 1 % mais représentent une source importante de ces éléments dont la nature est par ailleurs mal définie. Les AF présentent en général les teneurs les plus basses en carbone, mais les teneurs les plus élevées en oxygène et en hydrogène. Les rapports atomiques oxygène/carbone sont donc proches de 1,0 dans certains acides fulviques et de 0,5 dans les acides humiques les plus évolués. Les rapports atomiques hydrogène/carbone, qui traduisent l'indice d'aromaticité, dépassent 1 dans la plupart des acides fulviques et les acides humiques les moins aromatiques et peuvent atteindre 1,5 dans les acides humiques les plus aromatiques. Les résultats des méthodes dégradatives (pyrolyse-spectrométrie de masse) ou spectroscopiques (absorption infrarouge, RMN du proton et du ^{13}C) se corrèlent avec les précédents et ont permis d'importantes avancées concernant la structure chimique des matières humiques (Hayes *et al.,* 1989 ; Kögel-Knabner, 2000). Des méthodes comme la spectrométrie de masse à résonance cyclotronique ionique à transformée de Fourier (FT-ICR-MS) apparaissent très prometteuses pour caractériser des mélanges complexes de matières organiques en permettant de définir les grands types de familles chimiques (par exemple, lipides, protéines, cellulose, lignine, hydrocarbures polyaromatiques. . .) et de suivre leur évolution en les replaçant dans un diagramme de van Krevelen) (Kujawinski, 2002 ; Kujawinski *et al.,* 2004). Les méthodes utilisant le marquage isotopique ^{15}N et ^{13}C déjà utilisées sont d'un grand intérêt et doivent se développer, en relation avec l'écologie microbienne, pour étudier la dynamique de ces matières organiques (*cf.* chapitre 7).

Inversement, les teneurs en azote sont très variables selon les milieux et les méthodes d'extraction, mais sont plus élevées dans les acides humiques que les acides fulviques (Andreux et Munier-Lamy, 1994). Pour certains auteurs (Schnitzer, 1985), la présence d'azote dans les acides fulviques serait même un artefact d'extraction, en raison du faible degré d'incorporation des biomolécules (protéines, aminosucres et bases organiques azotées). En revanche, dans les acides humiques, une part prépondérante de l'azote se trouve incorporée sous forme de liaisons covalentes entre les groupements $-NH_2$ (NH) des biomolécules et les cycles aromatiques ou quinoniques issus des composés polyphénoliques (des tanins, de la lignine ou de pigments végétaux ou animaux) les plus oxydables. Cet azote fait alors partie intégrante de la structure des acides humiques (ou de certains acides fulviques), polycondensats de couleur brun-noir dont la masse moléculaire peut atteindre entre 10^4 et 10^6 daltons (*dalton = unité de masse atomique égale à la fraction 1/12 de la masse du nucléide* ^{12}C). Entre 40 et 60 % de cet azote résiste alors à toute séparation ou coupure hydrolytique et échappe à toute identification (Andreux et Munier-Lamy, 1994 ; Andreux, 1996).

3 | Réactivité chimique et physicochimique

Les acides fulviques, composés les plus solubles, faiblement teintés en jaune ou en brun clair et de plus faible « masse » moléculaire (de quelques centaines à quelques milliers de daltons) possèdent en général la plus grande teneur en groupement fonctionnels –COOH et –OH et la plus forte réactivité chimique. La connaissance de ces groupements fonctionnels est d'un intérêt majeur, car ils déterminent les propriétés et comportements des acides fulviques et acides humiques et leur réactivité vis-à-vis des composés organiques et inorganiques, solubles et insolubles, constituants du sol ou polluants. Les groupes fonctionnels acides, carboxyliques et phénoliques (–COOH et –OH) représentent plus de 50 % des atomes d'oxygène des acides fulviques et acides humiques. Ces groupements fonctionnels constituent un ensemble de charges variables qui, des milieux acides aux milieux neutres ou légèrement alcalins, présentent des domaines allant des fortes aux faibles acidités. Les acides fulviques, dont les groupements acides restent dissociés à pH plus faible que ceux des acides humiques, possèdent une activité ou réactivité plus élevée que ces derniers, ce qui leur confère une capacité complexante des métaux plus forte. En effet, en se dissociant, en fonction du pH du milieu, ces groupements fonctionnels ($-COOH \rightarrow COO^- H^+$, $-OH \rightarrow -O^- H^+$) sont à l'origine de phénomènes de complexation d'éléments métalliques majeurs et en traces (McBride, 1994 ; Andreux et Munier-Lamy 1994 ; Berthelin *et al.,* 1999 ; Lamy *et al.,* 2005. . .). La figure 8.1 représente schématiquement l'état de substances humiques dans différents domaines de pH. Pour les milieux d'acidité forte à très forte, les groupements carboxyliques et phénoliques ne sont pas dissociés et les composés humiques sont floculés-condensés. En milieu alcalin, ils seront dispersés et les groupements fonctionnels seront dissociés. Les parois des champignons et les membranes des bactéries possèdent aussi de tels groupements fonctionnels qui leur confèrent des propriétés de fixation de métaux.

Le tableau 8.1 présente des valeurs de l'équivalent d'acidité totale pour différents domaines d'acidité en distinguant les acidités fortes, faibles, très faibles pour un acide fulvique, un acide humique et les parois du mycélium de deux champignons. Dans ce tableau figurent aussi des valeurs moyennes de constantes de dissociation (pKm) pour les domaines d'acidités dites « faibles » et « très faibles ». L'acidité relativement importante des acides fulviques et acides humiques est à relier à l'origine essentiellement microbienne de ces composés. Pour des acides humiques purifiés de chernozems, podzols, rendzines, les acidités totales vont de 260 à 460 c mol kg^{-1} (1 centi mole kg^{-1} = 1 me / 100 g).

Les matières organiques du sol réagissent aussi par des interactions organiques-organiques qui conduisent à la formation de « résidus liés » en fait de liaisons chimiques avec des composés organiques exogènes contaminants

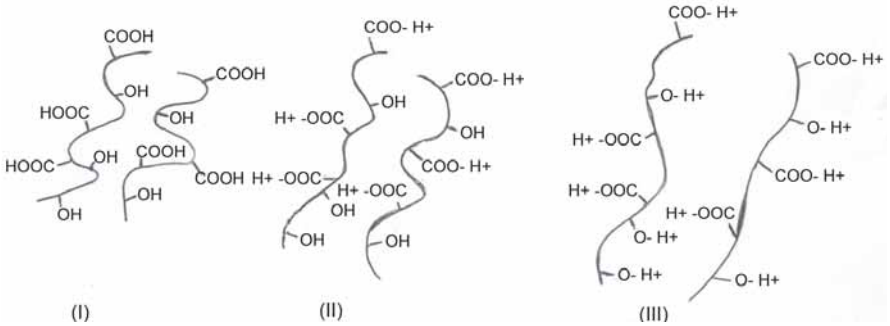


Figure 8.1
Représentation schématique très simplifiée de substances humiques à divers pH : (I) faible pH (milieu très acide). (II) pH moyen (milieu peu acide ou neutre). (III) pH élevé (milieu alcalin) (d'après Mc Bride, 1994 ; Berthelin et al., 2005).

	Acidité forte	Acidité faible		Acidité très faible	
	c mol kg^{-1}	c mol kg^{-1}	pK$_m$	c mol kg^{-1}	pK$_m$
AF	170	292	4,8	94	10,1
AH	72	421	5,7	140	10,4
A. niger	15	19	7,0	23	10,4
R. arrhizus	48	38	6,5	138	9,2

Tableau 8.1
Valeurs de différents domaines d'acidités (fortes, faibles, très faibles) (en c mol kg^{-1}) pour un acide fulvique (AF), un acide humique (AH) purifiés et les parois de deux champignons (Aspergillus niger et Rhizopus arrhizus). Constantes de dissociation moyennes (pK$_m$) des domaines d'acidité faible et très faible (d'après Andreux et Munier-Lamy, 1994 ; Berthelin et al., 2005).

(pesticides *lato sensu*, hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP). Ces interactions sont sous la dépendance de divers types de liaisons chimiques actuellement mal définies (Andreux et Munier-Lamy, 1994 ; Berthelin *et al.*, 1999 ; Benoît *et al.*, 2000 ; Barriuso *et al.*, 2005). Toutefois, on peut distinguer des liaisons à haute énergie comme les liaisons ioniques et les liaisons covalentes et des liaisons à plus faible énergie comme les liaisons hydrogène ou les liaisons de London-van der Waals. Les mécanismes impliqués sont étudiés essentiellement avec des modèles de polymères humiques (Andreux et Munier-Lamy 1994 ; Berthelin *et al.*, 1999).

Encadré 8.1

Les matières organiques solubles et particulaires

Les matières organiques, sous forme dissoute ou particulaire, des solutions du sol ne constituent qu'une infime part des matières organiques totales du sol mais présentent un grand intérêt fonctionnel (Zsolnay, 2003 ; Dudal et Gérard, 2004). Elles forment la fraction la plus disponible chimiquement et biologiquement et contribuent aux phénomènes d'altération, de nutrition et à l'activité des micro-organismes (Marschner et Kalbitz, 2003), de transfert de métaux et de contaminants organiques (Amiri *et al.*, 2005). Leur nature va dépendre bien sûr du type de sol, des conditions environnementales et des modes de prélèvements. En effet, les matières organiques des eaux à écoulement gravitaire présentent des teneurs et une nature qui seront différentes de celles des eaux dites « capillaires ». Leur étude se développent avec de nouvelles approches qui permettent de mieux les caractériser et de définir leurs fonctions (Benedetti *et al.*, 2002 ; Zsolnay, 2003 ; Dudal et Gérard, 2004. . .)

4 | Biodégradation et stabilisation des matières organiques

Les matières organiques, qui constituent une source de carbone, d'énergie et de nutriments pour les organismes vivants du sol, faune et micro-organismes, sont biodégradées, biotransformées et biominéralisées par des processus biochimiques impliquant pour la plus grande part des micro-organismes (bactéries et champignons). Différentes cinétiques et différentes voies de biodégradation et biotransformation se manifestent et dépendent de paramètres comme les conditions climatiques (pluviométrie, température), la nature et la gestion des sols, la nature et la disponibilité des produits organiques, la présence, la survie et l'activité des micro-organismes (Dommergues et Mangenot, 1970 ; Berthelin *et al.*, 1994 ; Gobat *et al.*, 2003. . .). Globalement, 55 à 70 % des résidus animaux et végétaux qui arrivent au sol retournent à l'atmosphère sous forme de CO_2 l'année suivante, mais des variabilités importantes s'observent. Par exemple, il ne restera que 36 % du carbone d'une paille de blé, une année après son apport, alors que l'on retrouvera 83 % du carbone pour des mousses de tourbières. Les matières organiques résiduelles (biomasse microbienne, produits de métabolisme, produits transformés, produits hérités des matériaux végétaux. . .) s'associeront plus ou moins étroitement aux substances humiques et aux constituants minéraux des sols. Ces produits résiduels sont alors plus ou moins stabilisés

dans des structures organominérales (de la structure moléculaire aux macro-agrégats) (figures 8.2, 8.3 et 8.4) et seront soumis à de nouveaux cycles de biodégradation et minéralisation. Les associations de composés organiques aux matières organiques humifiées et/ou aux constituants minéraux du sol favorisent en général la stabilisation et limitent la biodégradation. C'est le cas pour divers composés organiques associés aux argiles et/ou stabilisés dans des agrégats de petites tailles (limons) ou de protéines ou polysaccharides incorporés dans des substances humiques ou bien encore fixés par sorption sur les constituants minéraux et organominéraux du sol.

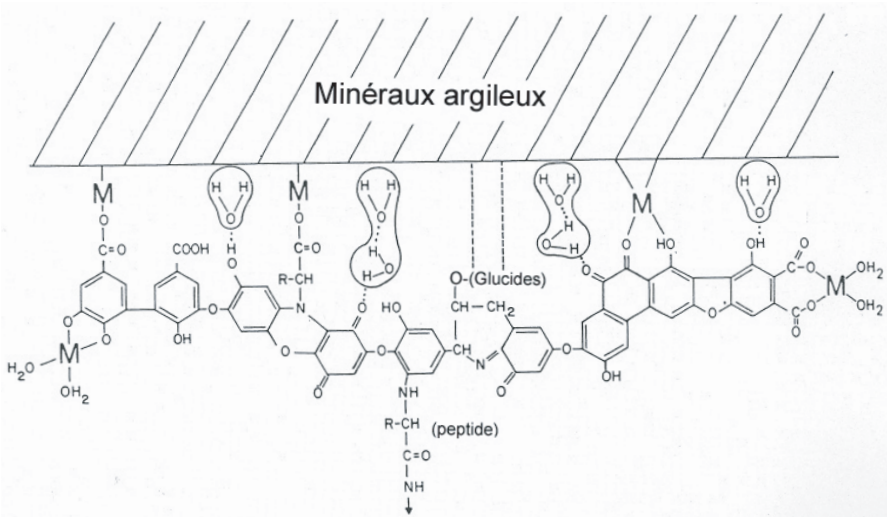


Figure 8.2
Modèle d'association organominérale (d'après Stevenson et Ardakani, in Berthelin et al., 1999).

Ces associations organominérales participent aux propriétés physiques (stabilité structurale, résistance à l'érosion et au compactage, aération, réserve en eau) des sols.

Les bactéries et les champignons chimio-organotrophes du sol peuvent, dans des conditions de milieu très variées, utiliser l'ensemble des composés organiques apportés ou présents dans le sol et même dégrader des produits chimiques autres que ceux fournis par le règne végétal et animal (substances xénobiotiques). Si les conditions de milieu sont favorables, les micro-organismes hétérotrophes transforment les matières organiques d'origine végétale, animale, microbienne, en nouveaux corps microbiens, en produits de métabolisme gazeux, liquides, solides qui sont finalement minéralisés (CO_2, H_2O, NH_3, NO_3, SO_4, PO_4, . . .). Une fraction des produits de métabolisme ou des constituants cellulaires sont relativement peu biodégradables ou acquièrent, dans les sols, une certaine stabilité en formant des macromolécules plus ou moins

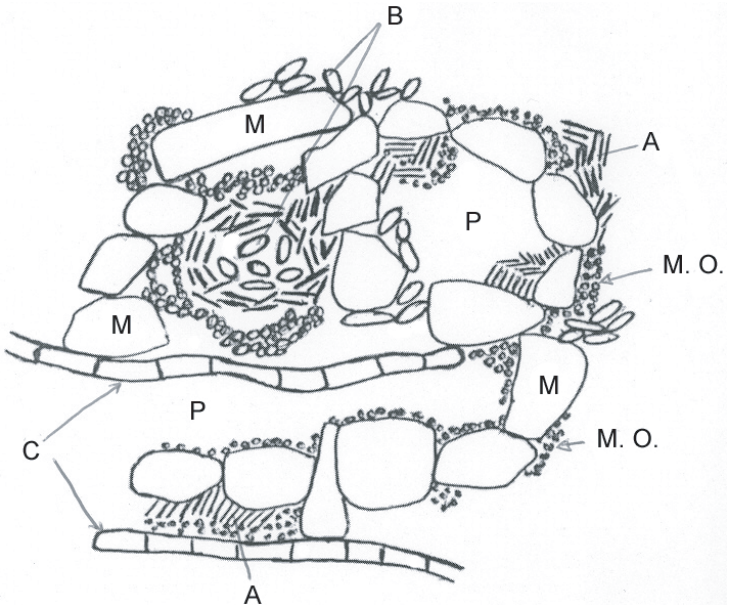


Figure 8.3
Schéma d'un agrégat organominéral : M (minéraux) ; B (bactéries) ; C (mycélium de champignon) ; A (argile) ; MO (matière organique et oxyhydroxydes) ; P (pores) (d'après Berthelin, 2005).

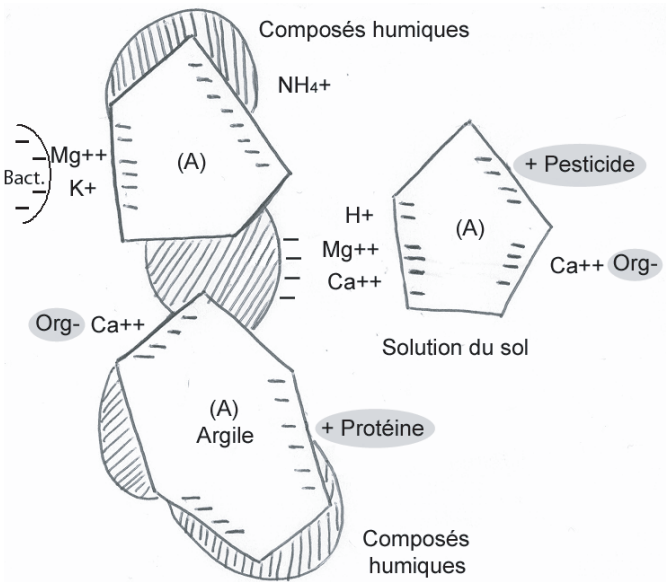


Figure 8.4
Représentation schématique d'interactions entre particules argileuses, argilohumiques, ions minéraux et organiques et bactéries (bact.) (d'après Berthelin, 2005).

polycondensées ou bien en s'associant à des ions métalliques ou à des supports minéraux (Quiquampoix, 2000 ; Chenu, 2001) (figures 8.2, 8.3 et 8.4). Différents processus peuvent être à l'origine de cette transformation, qui est absolument nécessaire... On distingue encore mal la part des processus physicochimiques éventuellement catalysés par des enzymes dites « libres » de celle de la biodégradation proprement dite. Des échanges et transferts se produisent du compartiment des matières organiques stables (peu biodégradables) vers le compartiment des matières organiques « actives » plus facilement biodégradables. Ce compartiment « actif » doit être continuellement alimenté par des matières organiques fraîches pour présenter une activité microbienne « suffisante » nécessaire au maintien des fonctions et de la structure du sol. La dégradation, la transformation et l'évolution physicochimique des matières organiques (Adrian *et al.,* 1986) devraient être mieux distinguées des phénomènes biologiques.

Par exemple, l'équipe de P. Albrecht (Hebting *et al.,* 2006) a démontré que la formation du pétrole est principalement associée à des réactions chimiques, les réactions biologiques n'étant que préliminaires (voir encadré 8.2).

En général, les glucides, protéines et peptides sont facilement dégradables par de nombreux micro-organismes (la microflore dite « ammonifiante » qui assure la minéralisation des acides aminés en produisant de l'ammoniaque, donne une image voisine de celle de la communauté microbienne totale cultivable). La biodégradation des glucides et composés protéiques conduit non seulement à CO_2, H_2O, NH_3, NO_3, mais aussi à d'autres polysaccharides, des peptides, des composés phénoliques, des composés aminés qui, par des processus d'oxydation biotique et abiotique, de polymérisation, de formation de complexes organominéraux, sont à la base de la formation des polymères humiques (Andreux et Munier-Lamy, 1994 ; Berthelin *et al.,* 1994 ; Gobat *et al.,* 2003). Un point particulier, propre au sol, concerne la biodégradation des substances phénoliques (lignine) qui fait intervenir des communautés spécialisées, les champignons de pourritures blanches, des pourritures molles et des pourritures brunes impliquées dans la décomposition des structures polyphénoliques avant que d'autres organismes comme par exemple des bactéries prennent le relais pour poursuivre l'oxydation et la minéralisation de ces substances. Les productions de substances humiques font directement intervenir des activités fongiques et bactériennes, impliquées dans la formation de polymères phénoliques, de pigments colorés, de composés préhumiques (phénols, acides phénols) très mal définies.

Les parois fongiques et membranes bactériennes possèdent des constituants (polysaccharides, protéines, lipopolysaccharides, ...) qui portent, tout comme les substances humiques, des groupements fonctionnels ($–NH_2$, –COOH, –OH, $–PO_4H_2$, ...) qui leur confèrent des propriétés d'échanges anioniques et cationiques et de complexation des métaux. Le tableau 8.1 présente des valeurs de différents domaines d'acidités fortes, faibles, très faibles, qui sont portées par

les groupements fonctionnels des constituants des parois de deux champignons. Des acidités totales de surface de micro-organismes peuvent présenter des valeurs très élevées comme par exemple pour la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* (397 c mol kg^{-1} ou 397 me pour 100 g de matière sèche) d'un point de vue physicochimique et, indépendamment de leurs fonctions biochimiques, les bactéries, en raison de leur petite taille (0,5 à 2 μm pour la plus grande part) et de ces charges de surface variables, possèdent au même titre que les argiles, les oxyhydroxydes, les composés humiques, des propriétés colloïdales. Les propriétés de surface doivent les faire considérer comme des agents à forte réactivité physicochimique.

5 | Interactions organominérales et structure des sols

Le concept d'interactions entre les composés organiques et minéraux des sols est probablement aussi vieux que la science du sol. Toutefois, la nature des associations organominérales est relativement mal connue. Ce concept d'associations organominérales peut recouvrir tant les complexes organominéraux (Bruckert, 1994) que les complexes argilo-humiques (Chenu, 2001) qui sont tous deux des entités semblables et correspondent à des associations « polymères organiques (composés humiques ou polysaccharidiques. . .)-cations-argiles » et dont les structures de base sont présentées très simplement par les figures 8.2, 8.3 et 8.4.

Cette définition doit en fait être élargie à l'ensemble des associations organominérales impliquant non seulement les argiles, mais aussi les oxydes, oxyhydroxydes et les carbonates qui sont des pièges efficaces pour les matières organiques et d'excellents ciments pour assurer la stabilité des agrégats. Vrdoljak et Sposito (2002) soulignent l'importance et l'intérêt d'une bonne définition de l'état de surface des minéraux et du type de ponts chimiques et physicochimiques et groupements fonctionnels impliqués, ainsi que la hiérarchisation des structures, de la particule et des molécules aux macro-agrégats.

La teneur et la nature des matières organiques sous la dépendance des pratiques culturales, jouent un rôle fondamental sur la stabilité structurale (formation-dégradation des agrégats). Ainsi, la teneur en matières organiques d'agrégats fins est bien corrélée à leur stabilité mesurée par la mouillabilité ou la dispersabilité de la fraction argileuse < 2 μm (Chenu, 2001).

Bactéries et champignons interviennent dans ces phénomènes d'agrégation et structure des sols, par l'effet d'adhésion des produits du métabolisme bactérien ou racinaire dont la nature, considérée comme essentiellement polysaccharidique, doit être mieux définie. L'effet de l'enchevêtrement des particules de sol

par les champignons filamenteux, comme le suggère la figure 8.3, doit aussi être mieux établie. Par ailleurs, la rôle de la faune (mécanique et biochimique) et en particulier de certains organismes « clés » (lombrics, termites. . .) dits aussi « organismes ingénieurs », leurs interactions avec les communautés microbiennes sont à faire progresser car vraiment peu connus (Lavelle et Spain, 2001).

Ces associations organominérales se manifestent aux échelles particulaires, cellulaires et moléculaires qui correspondent à leur structure de base et à celle des agrégats, comme l'illustrent les figures 8.2 à 8.4. On les observe aussi dans des sites ou micro niches particulières comme la rhizosphère.

6 Interactions matières organiques – micro-organismes – minéraux dans les sols : quelques exemples et questions

Divers types d'interactions entre constituants minéraux et matières organiques et entre matières organiques elles-mêmes se manifestent dans les sols. Ces interactions impliquent aussi les organismes du sol qui interviennent par leurs actions biochimiques et même physiques (mécanique dans le cas des vers de terre) vis-à-vis des constituants minéraux et organiques des sols (*cf.* ci-dessus et Berthelin *et al.*, 1994 ; Lavelle et Spain, 2001). Il s'agit là d'un sujet bien vaste ; aussi, à titre d'exemples, trois problèmes particuliers seront évoqués, mettant en jeu respectivement les argiles, les contaminants organiques et les éléments en traces métalliques.

6.1 Exemples d'interactions « argiles – matières organiques – micro-organismes »

Des expériences *in vitro* ont montré que la biodégradation et la minéralisation de composés organiques peut être, selon la nature de ces composés et la teneur et la nature d'argiles (kaolinite, montmorillonite), soit accélérée (cas de composés aldéhydiques, de l'acide urique), soit ralentie (cas d'acides gras aliphatiques, de protéines, de glucides, . . .). Ces phénomènes sont à relier à des effets protecteurs des argiles par sorption des composés organiques (*cf.* complexes ou associations argilo-humiques) ou à des modifications de l'activité des micro-organismes. Diverses expériences indiquent que l'activité respiratoire peut être stimulée (cas de bactéries) ou ralentie (cas de champignons) par la présence de kaolinite ou de montmorillonite qui interviendraient, selon leur teneur, en modifiant la viscosité et la diffusion de l'oxygène, la disponibilité des substrats, la fixation de protons et la libération d'éléments minéraux nutritifs (Stotzky, 1986 ;

Berthelin *et al.,* 1994). Les argiles, et certaines d'entre elles en particulier (montmorillonite), favoriseraient la production microbienne de composés humiques ou de leurs précurseurs (composés phénoliques). Cet effet favorable des argiles sur l'humification s'observe aussi dans la rhizosphère des plantes, tant pour des systèmes racinaires associés ou non à des communautés microbiennes libres ou symbiotiques (Berthelin *et al.,* 1994).

6.2 Interactions entre « constituants organiques naturels – contaminants organiques – micro-organismes » ; stabilisation à la biodégradation (« récalcitrante »)

Les processus de biotransformation, biodégradation, minéralisation des matières organiques des sols répondent à des besoins nutritionnels et énergétiques des micro-organismes, mais impliquent aussi des phénomènes de cométabolisme dans lesquels les substrats organiques ne sont pas utilisés pour fournir des nutriments et de l'énergie aux cellules microbiennes. Diverses revues récentes ont fait le point sur l'influence de la structure du sol sur la décomposition des composés organiques, sur l'implication de réactions biotiques et abiotiques, sur les interactions micro-organismes/argiles/enzymes, sur la survie des micro-organismes. Un aspect important concerne le devenir des contaminants organiques et les interactions organiques-organiques.

L'incorporation de composés facilement dégradables, comme les acides aminés, dans des polymères de type humique va entraîner leur résistance (récalcitrance) à la biodégradation. Par exemple un acide aminé, la glycine (marquée au ^{14}C), introduit dans un sol brun sous forme libre, sera pour 60 % minéralisée en moins de dix jours. Si ce même composé est introduit dans le sol sous forme de polycondensat catéchol-glycine, il ne sera que faiblement minéralisé (moins de 10 %) pendant le même temps d'incubation et se retrouvera incorporé directement aux matériaux humiques stables. Les communautés microbiennes présentes ne dégradent alors que très lentement le polymère catéchol-glycine, qui est ainsi stabilisé. Sous forme de polycondensat alumineux, la dégradation sera encore plus ralentie.

Ces phénomènes de stabilisation de molécules facilement biodégradables s'observent aussi vis-à-vis de molécules xénobiotiques ou de leurs métabolites (Senesi et Miano, 1995 ; Reuter *et al.,* 1999 ; Benoît *et al.*, 2000 ; Barriuso *et al.*, 2005).

Dans le cas d'un composé considéré comme un modèle de molécule xénobiotique, la 3-4 dichloroaniline (DCA), comparativement à son produit d'addition à l'orthoquinone (produit d'oxydation du catéchol) (DCPC), on observe des minéralisations dix à vingt fois supérieures pour le composé simple. Dans un sol

lessivé, respectivement 6 % et moins de 1 % du DCA et du DCPC, sont minéralisés après 300 jours d'incubation. Dans ce cas des liaisons covalentes entre le DCA et l'orthoquinone seraient impliquées dans la formation de ce complexe organique-organique résistant à la biodégradation (Andreux et Munier-Lamy, 1994). Cette « récalcitrance » est accentuée par l'incorporation dans des matériaux humiques pas ou peu disponibles. Ce type de réaction illustre bien la formation de « résidus liés » stables (Barriuso *et al.*, 2005) comme déjà indiqué ci-dessus.

Dans les deux cas, il peut s'ajouter l'absence ou l'insuffisance de micro-organismes efficaces, la toxicité de ces polymères, leur stabilité et leur inaccessibilité. Toujours est-il que ces phénomènes et leur impact sur le devenir de contaminants ne sont pas encore bien définis.

6.3 Impact des interactions micro-organismes – minéraux-matières organiques sur la mobilité des éléments en traces métalliques

Les phénomènes qui guident les processus de mobilité des éléments en traces sont les conditions acido-basiques et d'oxydoréduction, la présence et la nature des ligands organiques et minéraux, la présence et la nature des colloïdes minéraux et organiques (matières organiques, argiles, oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse), la présence et l'activité des micro-organismes, les interactions et réactions aux interfaces « organismes-solutions-phases solides ». Les situations sont souvent complexes et des phénomènes à caractère complémentaire et synergique ou bien à caractère opposé peuvent se manifester. Par exemple, la présence d'oxydes de fer augmentera la sorption des cations métalliques si le pH du sol augmente et celle des anions si le pH diminue. Cette fixation d'anions pourra aussi conduire à celle des cations par sorption spécifique. Ces deux phénomènes conduiront à la diminution de la mobilité des éléments en traces. Toutefois la diminution du pH, si elle est suffisante, exercera un effet inverse en favorisant la solubilité des cations métalliques, ce qui sera le cas lors de la production d'acides minéraux (nitrique, sulfurique) ou organiques forts (oxalique, citrique) par les communautés microbiennes (bactériennes ou fongiques).

Le développement de conditions réductrices, suite à la consommation de l'oxygène du milieu par l'activité microbienne, conduira à la réduction bactérienne de Fe III en Fe II, et donc à la dissolution des oxydes ferriques et celle des cations métalliques sorbés ou en substitution dans leur réseau cristallin. D'autres phénomènes, comme l'élévation du pH et des valeurs élevées, peuvent conduire : soit à la diminution (précipitation des cations sous forme de carbonates et hydroxydes, sorption des cations sur les oxydes, sorption des cations sur

les substances humiques solides), soit à l'augmentation (complexation par des ligands solubles) de la mobilité des éléments métalliques en traces. Notons que cette mobilité est à appréhender non seulement vis-à-vis d'une potentielle lixiviation du sol mais surtout pour leur biodisponibilité vis-à-vis des végétaux et leur transfert vers la chaîne alimentaire. Il importe donc, dans de telles conditions de milieu et en présence de tels phénomènes, de bien définir les paramètres et de les hiérarchiser en précisant la réactivité des matières organiques.

Conclusions, perspectives et recommandations

Les matières organiques des milieux naturels et en particulier des sols mais aussi des eaux et sédiments méritent d'être mieux définies, même s'il ne s'agit pas d'établir des structures moléculaires d'acides humiques qui sont des molécules à structure « aléatoires », comme le soulignent aussi Balesdent *et al.*, 2005. Très peu de composés, en effet, sont à structures moléculaires bien déterminées comme les molécules protéiques ou polysaccharidiques. Pour ces matières organiques correspondant aux substances humiques *sensu lato*, il s'agit de mieux déterminer à l'avenir :

1. leur stabilité et réactivité chimique et physicochimique comme la capacité de fixation et rétention et de modification de la biodisponibilité des métaux et non-métaux et de composés organiques en particulier de contaminants ;
2. leur biodégradabilité, donc la nature des fractions biodégradables, source de carbone et d'énergie et de nutriments ;
3. leur rôle dans les transferts d'électrons pour les micro-organismes ;

Il y a pour ces aspects un enjeu majeur, tant en ce qui concerne l'écologie microbienne et le fonctionnement des cycles biogéochimiques que la gestion des sols agricoles.

4. leur capacité de fixation, protection, conservation des protéines et des activités enzymatiques ;
5. leur intérêt en tant que réserve de molécules ou structures moléculaires indicatrices des origines végétales ou microbiennes des matières organiques et des voies de biodégradation ;
6. leurs voies de transformation et paramètres contrôlant leur stabilité (puits de carbone, structuration des sols) et leur biodégradabilité et évolution vers des formes organiques et/ou minérales (et leur implication vers la production de gaz à effet de serre, CO_2 et CH_4 en particulier) ;

7. leur rôle en tant que source de nutriments calcium, magnésium, potassium, . . ., mais aussi phosphore et soufre pour les micro-organismes, la faune du sol et les plantes ;
8. leur forme et implication dans la stabilité et le transfert des associations organominérales (stabilité, dispersion, transfert de formes organominérales colloïdales particulaires. . .) ;
9. enfin, leur rôle et implications dans les couplages de cycles biogéochimiques (carbone-azote, carbone-phosphore, carbone-soufre).

Par ailleurs, d'un point de vue analytique, il y a lieu, d'un côté de caractériser les substances humiques en évitant les modifications, voire les dénaturations qui peuvent être liées aux méthodes préparatives (extraction, séparation. . .) et d'un autre, de croiser les voies d'approches.

Depuis quelques années on constate un renouveau des travaux de recherche, lié au développement et au couplage d'outils, aux approches interdisciplinaires et aux questions émergentes concernant les fonctions et usages des sols. En France, le Réseau « Matières organiques » a été réactivé, actualisé et élargi aux divers milieux et échelles où ces substances présentent de l'intérêt. Sa première réunion plénière s'est déroulée en janvier 2006. Il semble indispensable de soutenir ces réseaux et ces nouvelles démarches, ainsi que les travaux interdisciplinaires ou pluridisciplinaires qui se mettent en place.

Encadré 8.2

Une équipe de chercheurs français a démonté le mécanisme qui favorise la formation des hydrocarbures

(d'après Caroline de Malet : « Découverte d'une nouvelle alchimie dans la formation du pétrole », *Le Figaro*, 13 mai 2006)

Une nouvelle étude parue le 12 mai 2006 dans la revue américaine *Science*, sous la signature de Pierre Albrecht, permet d'éclairer le processus de formation des hydrocarbures.

Tout comme le charbon, le pétrole, combustible fossile, se forme à travers un processus géologique qui remonte à des millions d'années. La houille de charbon s'est formée il y a 345 millions d'années, à l'époque carbonifère, dans un milieu marécageux, à partir de la décomposition des végétaux. Dans le cas du pétrole, ce sont des roches mères sédimentaires contenant 20 à 30 % de carbone et déposées à une certaine profondeur d'eau, qui ont donné naissance aux hydrocarbures.

Car, à partir d'une certaine profondeur, l'oxygène manque, ce qui est favorable à la préservation d'espèces carbonées. L'oxygène, au contraire, entraîne leur dégradation et leur transformation en gaz carbonique par des processus microbiens et des bactéries, sur une période de temps étalée entre 10 000 et 100 000 ans. Il s'agit donc d'une énergie fossile qui échappe donc au cycle normal du carbone.

C'est grâce à cette étape préalable de préservation que des matières carbonées se sont accumulées dans le sous-sol pour donner naissance aux sources d'énergie fossile telles que pétrole ou gaz. Une fois le sédiment formé, la présence d'eau combinée à une hausse de température à une grande profondeur (2 ou 3 kilomètres) entraîne leur formation, processus étalé sur plusieurs millions d'années. Ce phénomène de la préservation est bien connu des scientifiques dans son principe, mais ses mécanismes sont encore mal expliqués.

Une équipe de géochimistes français du laboratoire de géochimie bio-organique de Strasbourg, associée au Geologisches Institut de Zurich, vient de montrer dans cette publication que « *contrairement à un dogme largement accepté, les bactéries ne sont pas directement impliquées dans ce processus de conservation* », comme l'explique Pierre Albrecht, l'un des membres de cette équipe.

Il ne s'agit pas d'un processus biologique, mais d'un mécanisme à mettre sur le compte des substances soufrées produites par les bactéries à partir des sulfates. C'est ainsi que des produits chimiques instables vont réagir et se transformer en produits stables fossiles.

Références bibliographiques

Adrian Ph., Andreux F., Metche M., Mansour M. et Korte FG. (1986). Autoxydation des ortho-diphenols catalysés par les ions Fe^{2+} et Mn^{2+} : un modèle de formation des acides humiques. *C R Acad Sci* Paris, 303 II, **17** : 1615-1618.

Amiri F., Bornick H. et Worch E. (2005). Sorption of phenols onto sandy aquifer material : The effect of dissolved organic matter (dom). *Water Research*, **39** (5) :933-941.

Andreux F. et Munier-Lamy C. (1994). Genèse et propriétés des molécules humiques. Ch. 6. *In* Bonneau M. et Souchier B. (eds). *Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol*. Masson, Paris, 109-142.

Andreux F. (1996). Humus in world soils. *In* Piccolo A. (ed). *Humic substances in terrestrial Ecosystems*. Elsevier Science, Amsterdam, p. 45-100.

Balesdent J., Arrouays D., Chenu C. et Feller C. (2005). Stockage et recyclage du carbone. *In* Girard MC., Walter C., Rémy JC., Berthelin J., Morel JL. (eds). *Sols et Environnements*. Paris, Dunod, **37** : 238-259.

Barriuso E., Benoit P., Charnay MP., Coquet Y., Louchart X., Schiavon M., Aurousseau P. (2005). Pollutions diffuses : mobilité et persistance des polluants organiques dans les sols. *In* Girard MC., Walter C., Rémy JC., Berthelin J., Morel JL. (eds). *Sols et Environnements*. Paris, Dunod, **37** : 408-425.

Benedetti M., Ranville JF., Ponthieu M. et Pinheiro JP. (2002). Field-flow fractionation characterization and binding properties of particulate and colloidal organic matter from the Rio Amazon and Rio Negro. *Organic Geochemistry*, **33** (3) : 269-279.

Benoît P., Barriuso E., Bergheaud V. et Etievant V. (2000). Binding capacities of different soil size fractions in the formation of herbicide-bound residues. *Agronomie*, **20** (5) : 505-512.

Berthelin J., Andreux F., Tessier D. (2005). Constituants originaux du sol : réactivité et interactions. *In* Girard MC., Walter C., Rémy JC., Berthelin J., Morel JL. (eds). *Sols et Environnements*. Paris, Dunod, **37** : 34-52.

Berthelin J., Leyval C. et Toutain F. (1994). Biologie des sols. Rôle des organismes dans l'altération et l'humification. Ch. 7. *In* Bonneau M. et Souchier B. (eds). *Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol*. Masson, Paris, 143-237.

Berthelin J., Munier-Lamy C., Portal JM., Toutain F. (1999). Physico-chemical characterisation, reactivity and biodegradability of soil natural organic matter. *In* Baveye Ph., Block JC., Goncharuk VV. (eds). *Bioavailability of organic xenobiotics in the environment*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 251-296.

Bruckert S. (1994). Analyse des complexes organo-minérau*x des sols*. p. 275-295. *In* Bonneau M. et Souchier B. (eds). *Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol*. Masson, Paris.

Chenu C. (2001). Le complexe argilo-humique des sols : état des connaissances actuelles. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **87** : 3-12.

Dommergues Y. et Mangenot F. (1970). *Écologie microbienne du sol.* Masson, Paris, 796 p.

Dudal Y. et Gérard F. (2004). Accounting for natural organic matter in aqueous chemical equilibrium models : a review of the theories and applications. *Earth-Science Reviews*, **66** : 199-216.

Gobat JM., Aragno M. et Mathey W. (2003). *Le sol vivant. Base de Pédologie Biologie des sols*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. EPFL, Lausanne, 568 p.

Hayes MHB., McCarthy P., Malcolm RL. et Swift R. (eds). (1989). Humic Substances II. *In* : *Search of Structure*. John Wiley and Sons, Chichester.

Hebting Y., Schaeffer P., Behrens A., Adam P., Schmitt G., Schneckenburger P., Bernasconi SM. et Albrecht P. (2006). Biomarker evidence for a major preservation pathway of sedimentary organic carbon. *Science*, **312** : 1627-1631.

Kögel-Knabner I. (2000). Analytical approaches for characterizing soil organic matter. *Organic Geochemistry*, **31** : 609-625.

Kujawinski EB. (2002). Electrospray Ionization Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry (ES IFT-ICR MS) : Characterization of complex environmental mixtures. *Environmemtal Forensics,* **3** : 207-216.

Kujawinski EB., Del Vecchio R., Blough NV., Klein GC. et Marshall AG. (2004). Probing Molecular-level transformations of dissolved organic matter : Insights on photochemical degradation and protozoan modification of DOM from Electrospray Ionization Fourier Transform Ion Cyclotron Resonance Mass Spectrometry. *Marine Chemistry,* **92** ; 23-37.

Lamy I., Sterckeman T., Cambier P., Jaffrezic A., Van Oort F., Baize D., Chaussod R., Denaix L. et Cornu S. (2005). Présence et impact des éléments en traces dans les sols. *In* Girard MC., Walter C., Rémy JC., Berthelin J., Morel JL. (eds). *Sols et Environnements*. Dunod, Paris, **37** : 469-487.

Lavelle P. et Spain AV. (2001). *Soil Ecology*, Kluwer Academic Press, Dordrecht, 654 p.

Marschner B. et Kalbitz K. (2003). Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*, **113** (3-4) : 211-235.

Mc Bride M. (1994). *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York, 406 p.

Paul EA. et Huang PM. (1980). Chemical aspects of Soils. *In* O. Hutzinger (ed). Environmental Chemistry, Volume 1, Part A., *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles*. Springer Verlag, 69-86.

Quiquampoix H. (2000). Mechanisms of protein adsorption on surfaces and consequences for soil extracellular enzyme activity. *In* Bollag JM. et Stotzky G. (eds). *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, New York, 171-206.

Reuter S., Ilim M., Munch JC., Andreux F. et Scheunert I. (1999). A model for the formation and degradation of bound residues of the herbicide ^{14}C-isoproturon in soil. *Chemosphere*, **39** (4) : 677-639.

Schnitzer M., 1985. Nature of nitrogen in humic substances 303-325. *In* Aiken GR., McKnight DM., Wershaw RL., MacCarthy P. (eds). Humic *Substances in Soil, Sediment and Water*. John Wiley and Sons, New York.

Senesi N. et Miano TM. (1995). The role of abiotic interactions with humic substances on the environmental impact of organic pollutants. *In* Huang PM., Berthelin J., Bollag JM., McGill WB. (eds). *Environmental Impacts of Soil Components Interactions*. Vol. I. Natural and Anthropogenic Organics, page A., Lewis Publishers, Chelsea, MI, 311-335.

Stotzky G. (1986). Influence of soil mineral colloïds on metabolic processes, growth, adhesion and ecology of microbes and viruses. p. 305-428. *In* Huang PM. et Schnitzer M. (eds). *Interactions of soil minerals with natural organics and microbes.* SSSA Special Publication n° 17, Madison, USA, 606 p.

Vrdoljak G. et Sposito G. (2002). Soil aggregate hierarchy in a brasilian oxisol. *In* Violante A, Huang PM., Bollag JM. et Gianfreda L. (eds). *Soil Mineral - Organic matter – Microorganism interactions and ecosystem health.* Elsevier p. 197-217.

Zsolnay A. (2003). Dissolved organic matter : artefacts, definitions, and functions. *Geoderma*, **113** (3-4) : 187-209.

QUATRIÈME PARTIE

Nécessité de recourir à des modélisations et à des observations

« Compte tenu de la complexité même du système (Planète Terre), la compréhension de son évolution et la quantification de son état actuel nécessitent une double approche fondée d'une part sur la collecte des données, d'autre part sur la modélisation ».

Gérard Mégie

Les différentes contributions des parties deux et trois, qui traitent d'écosystèmes ou de compartiments physiques, permettant d'aborder la question des cycles d'un point de vue systémique, mettent clairement en avant le besoin de données et de modèles. Certains textes soulignent que la complexité de ces systèmes se traduit par une difficulté de construction de modèles jamais monodisciplinaires et mentionnent aussi les difficultés d'obtention des données (métrologie, observations de moyens et long termes, stratégie d'échantillonnage). On peut souligner que, comme dans toutes les sciences expérimentales, l'observation joue un rôle essentiel sans que, le plus souvent, son articulation avec la modélisation conceptuelle ou la simulation numérique soit bien appréhendée[1]. Cette articulation est pourtant le point fondamental, qui nous amène d'ailleurs à traiter la question des observatoires et de la modélisation dans la même partie de cet ouvrage. En effet, si l'on suit la formalisation de Tarantola (1987), reprise par Courtier (2003), au-delà de la seule mesure, une observation est un triptyque constitué par une représentation du système étudié — un modèle —, l'observation au sens commun — la mesure —, et un opérateur d'observation qui permet de relier l'espace modèle et l'espace des mesures. Le problème « direct » est résolu par l'opérateur d'observation et permet de confronter la modélisation aux observations. Symétriquement, le problème « inverse » permet, connaissant les observations, d'inférer les paramètres essentiels du modèle. Il ne s'agit donc plus *d'opposer* l'expérimentation/observation à la modélisation, mais bel et bien de mieux *faire collaborer* ces deux méthodologies, qui ont chacune leurs difficultés propres.

Les modèles

L'espace modèle est, pour la plupart des questions relatives aux cycles biogéochimiques, constitué de plusieurs champs quadridimensionnels ou tridimensionnels. En effet les phénomènes étudiés sont instationnaires et non homogènes spatialement dès lors que l'on sort d'expérimentations en conditions contrôlées, ce qui est le cas de l'étude *in situ* sur les écosystèmes cités dans les chapitres précédents. La modélisation impose alors de commencer par identifier les échelles de variabilité qui sont significatives, ainsi que les variables pertinentes pour chaque question et donc chaque champ considéré. Cette étape permet notamment de réduire les dimensions d'étude et de modélisation (milieux stratifiés, par exemple). On utilise en fait une connaissance *a priori* des milieux considérés. Cette question préalable à la construction de modèles est notamment l'objet du chapitre 9, qui, outre une typologie sommaire des modèles, développe la question des grandeurs caractéristiques, échelles d'observation, maillage et approximation, ainsi que le délicat problème du changement d'échelles et des

[1] C'est un constat qui a déjà été effectué dans le RST n° 15 : *Études sur l'environnement : de l'échelle du territoire à celle du continent*, juin 2003.

couplages. On notera que ces questions sont tout à fait sous-jacentes dans les chapitres de la première partie, où les échelles, notamment temporelles, associées aux éléments peuvent être très différentes.

La question de l'approximation et du maillage, et donc de la discrétisation du modèle pour obtenir une simulation numérique, met en lumière la collaboration avec les données d'observation. L'utilisation de l'assimilation de données est certainement la meilleure illustration de cette collaboration données-modèle, au bénéfice du modèle et aussi des données. L'utilisation de ces techniques est maintenant opérationnelle depuis plusieurs décennies pour la simulation atmosphérique. Elles sont cependant toujours en cours de développement pour la chimie, la biosphère et l'hydrologie.

Données et observatoires

Les données nécessaires à la connaissance des cycles biogéochimiques proviennent d'observations issues de disciplines différentes éventuellement gérées par des autorités différentes. Ces deux remarques mettent en évidence des difficultés dans les collaborations nécessaires entre chercheurs, sur le plan métrologique, sur les protocoles d'échanges de données, sur la politique de gestion des données, pour l'archivage sur le long terme. Le rapport sur les observatoires pour l'environnement (ORE et OOE) remis aux ministères en charge de l'Environnement et en charge de la Recherche en 2001 développe cette analyse.

La pérennisation des observations est une clé pour les domaines traités ici. En effet, les échelles de temps en jeu sont longues, même si certains phénomènes ont, eux, une durée caractéristique beaucoup plus courte. Les différents réseaux d'observatoires décrits dans cette partie illustrent cette nécessité du long terme. Il faut remarquer que cette pérennisation ne relève pas seulement d'une approche volontariste. Elle doit être assortie d'une analyse approfondie de la rationalité des réseaux et des possibilités de collaboration.

À titre d'exemple, on peut citer le cas du cycle du carbone : les agences spatiales ont été amenées à élaborer des missions observant la couleur de l'eau et donc des planctons. On a pu noter un manque de coordination inter-agences dans les années 1980 et 1990 avec des périodes comprenant plusieurs missions simultanées et d'autres sans observations. Malgré la mise en place d'un réseau de surveillance de la pollution atmosphérique (Bapmon), on manque aujourd'hui d'observations du dioxyde et monoxyde de carbone et du méthane à l'échelle globale.

Dans ce qui suit, des observatoires spécifiques pour la biogéochimie sont présentés avec leurs propres échelles de temps et d'espace.

Le compartiment océanique tient une place toute particulière à l'échelle du globe : par son volume, par l'importance des flux de matière et d'énergie qu'il induit, il conditionne en grande partie l'environnement terrestre. Les observatoires y sont relativement anciens, probablement du fait que les difficultés techniques inhérentes au milieu ont forcé les scientifiques à faire converger les moyens dans une coordination internationale. La biogéochimie des océans s'aborde à plusieurs échelles spatiotemporelles : la question de l'impact des gaz à effet de serre sur le climat mondial et du rôle régulateur de l'océan est désormais l'un des grands enjeux de l'océanographie. L'échelle de travail est *a priori* océanique, même si la contribution de la zone côtière (échelle régionale, en interaction avec l'échelle globale) reste difficile à aborder et mal connue. En revanche, l'impact des pollutions d'origine anthropique, le plus souvent côtières bien que parfois hauturières en cas de marée noire, s'aborde à l'échelle locale, voire régionale. Les observatoires de long terme permettent d'enregistrer les pollutions accidentelles et de les situer dans un contexte temporel. Néanmoins, dans le contexte actuel d'éradication progressive de ces événements, ils constituent surtout l'unique moyen de mise en évidence des évolutions lentes dues aux pollutions chroniques et diffuses. L'identification et la maîtrise de ces contaminations constitue le réel enjeu des années à venir. La modélisation constitue l'outil intégrateur de ces différentes problématiques, qui ne sont pas totalement étanches.

Le bilan des écosystèmes forestiers est complexe à évaluer ; ceux-ci constituent néanmoins un compartiment biogéochimique incontournable. La dynamique humaine peut y être dramatiquement rapide (déforestation, pluies acides, incendies. . .), comparée aux échelles de temps naturelles qui sont lentes. L'observation à long terme est donc là aussi cruciale et s'entend à échelle régionale, voire globale. La modélisation permet non seulement de rendre compte de ces différentes dynamiques, mais aussi de transformer les paramètres directement observables (densité des plantations, qualité, nature des sols. . .) en informations intégrées, comme les flux de dioxyde de carbone.

La problématique des radionucléides est plus spécifique, mais intimement liée aux réseaux de suivi et d'observation. Organisés dans un triple objectif politique, sanitaire et scientifique, ces observatoires ont beaucoup apporté aux sciences de l'environnement, à toutes les échelles : globale en ce qui concerne les trajectoires atmosphériques, la dynamique des océans. . . mais aussi très locale lorsque l'on aborde la stratification sédimentaire et les différents cycles dans le sol. Ces mesures de traceurs très spécifiques sont « idéales » en matière de développement, calage et validation de modèles.

CHAPITRE 9

Développements de la modélisation — Nécessité de mise en place d'indicateurs

CLAUDINE SCHMIDT-LAINÉ ET MARIE-HÉLÈNE TUSSEAU-VUILLEMIN

Introduction – État et tendance actuels de la modélisation des cycles biogéochimiques

La biogéochimie, dont le principal objet d'étude concerne les bilans, les transferts et les cycles d'éléments naturels (C, N, P, S, etc.), nécessite la prise en compte de processus qui relèvent à la fois de la biologie, de la chimie et de la physique. Cette nécessaire imbrication des disciplines est à l'origine d'un certain nombre de difficultés liées notamment à la grande disparité entre les formalismes chimiques, physiques et biologiques[1], ce qui rend difficile leur développement interactif.

L'étude des cycles biogéochimiques repose alors sur l'obtention de données et leur nécessaire intégration dans des modèles issus d'assemblages plus ou moins complets, de modèles bio/géo/chimiques intégrant des processus physiques. L'une des difficultés de cet assemblage réside dans la différence de maturité des modèles de ces divers champs disciplinaires.

Par exemple, les modèles de la chimie reposent sur les principes thermodynamiques et permettent, moyennant une bonne connaissance analytique du système, d'en prévoir de manière déterministe et fiable l'état d'équilibre, mais aussi l'évolution cinétique. On pourrait imaginer traiter de la même façon certains niveaux d'organisation biologique, dans la mesure où la biochimie a permis de décrire et de modéliser certains mécanismes complexes (par exemple, la photosynthèse, le cycle de Krebs, etc.[2]). On signalera le modèle de Michaëlis-Menten et ses dérivés qui décrivent macroscopiquement les réactions biochimiques utilisées avec bonheur pour modéliser des processus cellulaires et des voies métaboliques. Cette cinétique est d'ailleurs démontrable à partir de réactions chimiques élémentaires faisant intervenir les « complexes enzyme-susbtrat ».

Or, non seulement les systèmes biologiques ne sont pas à l'équilibre (ce qui est le problème que l'on traite le plus facilement), mais ils sont toujours en interaction avec de multiples autres processus, dont très peu sont décrits à ce jour de façon complète, compliquant de ce fait les simulations déterministes. De plus, le vivant se caractérise par sa capacité à se reproduire, à se développer, et par son évolution, que l'on explique la plupart du temps *a posteriori*. Néanmoins, il existe des modèles dont l'utilisation est efficace dans de nombreux champs de la biologie. C'est le cas, par exemple, du modèle de Monod, dont le formalisme

[1] Rappelons, par exemple, que deux siècles séparent Isaac Newton de Louis Pasteur, et que la biologie moléculaire, qui peut laisser espérer la formalisation d'une « théorie du Vivant », comparable à celle des grandes théories physiques, appartient au dernier quart du XXe siècle (Lecourt, 1999).

[2] La différence entre les réactions chimiques et biochimiques est que ces dernières sont catalysées par des protéines particulières que sont les enzymes.

s'apparente à celui de Michaëlis-Menten. Il a été développé au départ pour décrire des croissances bactériennes en laboratoire, mais s'est avéré utile pour de nombreuses autres situations de dynamique des populations. On retiendra enfin que ce modèle est historiquement le premier en biologie qui introduit un véritable bilan entre la matière vivante produite (la biomasse) et les ressources consommées pour la produire.

La modélisation des processus biologiques reste donc, à ce jour, peu mécanistique et globalement empirique. La plupart des représentations conceptuelles et numériques reposent sur des bilans de matière (dans le meilleur des cas d'énergie) paramétrisés. Sauf exceptions[3], ces paramètres ne sont pas directement accessibles à l'expérience mais doivent être identifiés au moyen de mesures plus intégrées. De manière générale, les étapes de calibration-validation sont donc incontournables et placent l'observation au cœur du travail du biogéochimiste, tout en introduisant un certain nombre de difficultés liées aux échelles d'expérimentation et de simulation.

Enfin, l'assemblage de ces différents processus, dans des milieux hors laboratoire, nécessaire à la compréhension des cycles biogéochimiques oblige à repenser les modèles précédents dans des contextes hétérogènes, non stationnaires et spatialisés. La modélisation doit alors prendre en compte des lois physiques, des niveaux d'organisation écologiques et les définitions d'échelles de temps et d'espace associés.

Approche par éléments

Le plan général du rapport montre bien les axes majeurs d'étude des cycles biogéochimiques. Ainsi l'approche par élément est encore la plus développée, avec de nombreux résultats que présentent les chapitres de la première partie. Il est intéressant de noter que, dans ces contributions, la modélisation intervient principalement par une approche conceptuelle, par exemple par des schémas en « boîtes et flèches » qui associent les divers compartiments physiques[4] de la biosphère où interviennent les éléments en question.

Même si les dernières avancées (par exemple, colimitation de certaines formes de production primaire océanique par des éléments comme le fer, Mills *et al.*, 2004), ne font que confirmer qu'il est illusoire de chercher à comprendre le cycle du carbone de façon autonome, il est cependant fondamental de remarquer que les échelles de temps et d'espace associées à ces descriptions sont **implicitement** liées à l'élément observé. Dans ce cas par exemple, le cycle du

[3]Par exemple, Servais, Billen et Hascoët, 1987.
[4]Par compartiment physique, on entend des boîtes spatiales 3D.

carbone peut s'envisager à l'échelle géologique, alors que l'échelle temporelle des apports de fer atmosphérique par les poussières sahariennes est de quelques jours et que cette échelle varie encore avec le climat. . . Des méthodologies adaptées doivent être mises en œuvre pour réaliser de telles intégrations.

Étudiée de longue date, l'eutrophisation des milieux lacustres a conduit à une approche couplée relativement précoce des cycles des nutriments (azote et phosphore) en intégrant la dimension biologique de la production primaire.

Sachant que les micro-organismes du compartiment sol en sont des acteurs essentiels (nitrifiants, fixateurs et dénitrifiants), la dynamique de cet élément a été suivie et modélisée simultanément à celle de ces différentes catégories de micro-organismes, aussi bien en laboratoire que sur le terrain. Les modèles ont pris explicitement en compte les processus impliqués. Cependant, les échelles de temps et d'espace restent limitées à celles du processus de laboratoire ou de la parcelle[5].

Approche par milieux

Là encore, le plan est exemplaire, puisque si la première partie est plutôt dévolue aux éléments, la deuxième partie est principalement consacrée à une approche par milieux. Cette approche nécessite une intégration plus importante dans la modélisation puisqu'elle se concentre sur un système spatialisé (écosystème forestier, écosystème marin, écosystème estuarien, etc.). La modélisation de tels systèmes doit alors intégrer les principaux éléments chimiques intervenant aux échelles (temporelles et spatiales) du système étudié.

La complexité supplémentaire introduite par l'hétérogénéité des milieux permet d'expliquer la différence dans le développement de la modélisation des systèmes terrestres par rapport aux systèmes aquatiques. En effet, dans les systèmes aquatiques, la physique de l'écoulement joue généralement un rôle prédominant et assure le transport et le mélange des solutés. Pour l'océan par exemple, le milieu physique est soit plus homogène (océan profond, *cf.* les représentations de Wallace Broecker), soit l'on dispose d'outils plus ou moins complexes pour représenter ses hétérogénéités. Ainsi, la zone côtière, qui nécessite un maillage plus fin afin de correctement décrire les interactions entre la colonne d'eau et le fond à la méso-échelle, peut être représentée avec des modèles de type « couche limite » (Laugier *et al.*, 1996 ; Taillandier *et al.*, 2004). Les écosystèmes forestiers représentent une situation intermédiaire avant d'entrer dans une plus grande hétérogénéité pour le cas des écosystèmes terrestres anthropisés (terres agricoles,

[5] *Cf.* les travaux du laboratoire d'écologie microbienne de Lyon (Bardin, Normand) et de Wageningen (van Veen, 1977).

systèmes périurbains). La mise en œuvre spatialisée du modèle agronomique STICS (voir encadré 9.1), par exemple, requiert un maillage à l'échelle de la parcelle agricole, dans la mesure où le type de culture conditionne la paramétrisation (Feller *et al.*, 2004).

Encadré 9.1

Un exemple de modélisation agronomique

STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle de fonctionnement des cultures conçu comme un outil de simulation opérationnel en conditions agricoles (Brisson *et al.*, 1998). C'est le modèle retenu dans le thème 1 du Piren-Seine pour simuler le lessivage des nitrates. STICS simule les bilans d'eau, de carbone et d'azote dans le système sol-plante. Il a été mis au point par diverses équipes de l'Inra afin de simuler la production agricole (en quantité et qualité) et les fuites de nitrate à l'échelle de la parcelle agricole et du cycle cultural, en fonction du climat, du type de sol, du type de culture et des pratiques agricoles. Il résulte de l'assemblage de plusieurs sous-modèles testés antérieurement (Brisson *et al.*, 1998). Il a d'abord été évalué en sol sans culture, et pour les cultures de blé d'hiver et de maïs (Justes *et al.*, 2001). Il a également été comparé favorablement à d'autres modèles proposés dans la littérature internationale (Gabrielle *et al.*, 2002).

Le système sol simulé correspond à la zone d'enracinement maximale permise par le sol et la culture. Les flux d'eau et de nitrate sortant sous la base racinaire sont supposés alimenter de façon conservative les systèmes aquifères (zones non saturée et saturée). Les principaux processus simulés par ce modèle sont l'évaporation du sol, la transpiration de la plante, l'irrigation, le drainage naturel du sol ; le développement, l'interception du rayonnement, la croissance foliaire, l'extension du système racinaire, la croissance en biomasse, l'élaboration du rendement de la culture ; le transfert de nitrate dans le sol, l'absorption par le système racinaire, la fixation symbiotique, la décomposition des matières organiques, la minéralisation d'azote par le sol.

Ce modèle agronomique, initialement destiné à effectuer des simulations à l'échelle de la parcelle agricole, a déjà été employé de façon spatialisée, à l'aide du système d'information géographique Arc-Info, afin de simuler la pollution diffuse par les nitrates dans des bassins hydrologiques en zone de grande culture (Beaudoin *et al.*, 1999 ; Schnebelen, 2000).

On considère que la culture est homogène et le système sol monodimensionnel. Son pas de temps est le jour. Il peut simuler un cycle cultural, mais peut aussi enchaîner les simulations sur un grand nombre d'années. Il faut alors

définir la succession des cultures pendant cette période de temps. La mise en œuvre du modèle requiert quatre sources de données :

– des données climatiques : il s'agit de la température minimale, maximale, de la pluviométrie, de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et du rayonnement global, au pas de temps journalier ;

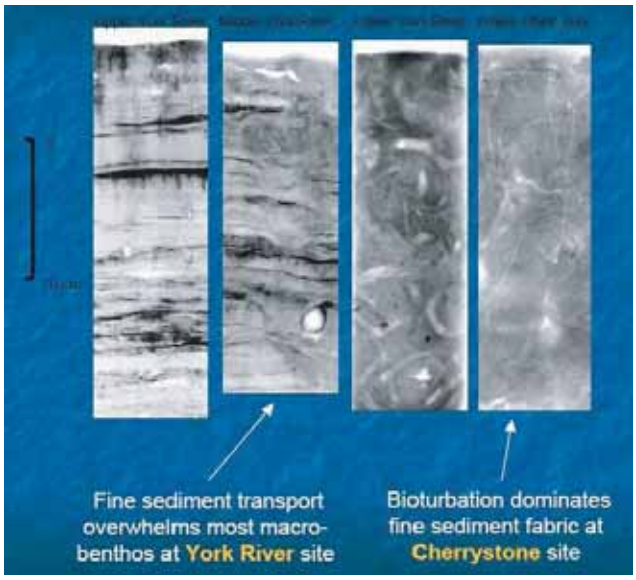
– des données « sol » : ce sont les caractéristiques physicochimiques de la couche labourée (teneurs en argile, en calcaire, en azote organique, albédo, . . .), les propriétés physiques de chacune des couches pédologiques (épaisseur, masse volumique, teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, teneur en cailloux) et la profondeur maximale d'enracinement permise par le sol ;

– des paramètres « culture » : il s'agit des paramètres relatifs aux différents processus simulés (germination, levée, développement, mise en place des capteurs souterrains et aériens, absorption d'azote, . . .), incluant la prise en compte de l'effet des stress hydrique, thermique et azoté sur le fonctionnement de la plante ;

– des données « techniques culturales » : elles sont définies par les modalités et les dates des interventions culturales (semis, irrigation, apports d'engrais azotés, apport d'amendements organiques, récolte, travail du sol, incorporation des résidus de culture, . . .).

Source : rapport de synthèse Piren-Seine 1998-2001 ; Gomes *et al.*

L'hétérogénéité des milieux cohésifs (sols, sédiments) est d'autant plus importante qu'ils sont le siège d'une activité biologique, voire humaine. Dans les sédiments, par exemple, on observe des micro-environnements oxiques, à l'échelle de quelques millimètres, qui sont la trace du passage de vers (Motelica-Heino et Davison, 2003 ; Davison et Motelica-Heino, 2002). Ces micro-environnements ont une importance capitale pour le cycle des métaux puisqu'ils permettent leur immobilisation sous forme d'oxydes. Cependant, ce n'est que très récemment que le développement de micro-électrodes déployables à l'interface eau-sédiment a rendu possible leur observation systématique (Viollier *et al.*, 2003). La figure 9.1 présente une illustration des grandeurs caractéristiques de structuration du sédiment de la baie de Chesapeake selon l'importance respective du transport physique et de la bioturbation. On comprend que cette échelle d'observation ne pourra pas être reproduite de façon déterministe sur la seule base des lois physiques.



Vers l'aval de la baie.
Extrait de « Development of a Sediment Transport Model for the Chesapeake Bay : Supporting Physical data » ; 2004, Lawrence P. Sanford, Carl T. Friedrichs, Jerome P.-Y. Maa.

Figure 9.1
Profils sédimentaires obtenus aux rayons X sur différents sites de Chesapeake Bay. Au site amont, la dynamique sédimentaire est dominée par le transport de sédiments fins, formant des couches, alors qu'en aval, on distingue nettement les traces de passage des organismes benthiques dans un environnement par ailleurs homogène.

Typologie sommaire des modèles

Modèles conceptuels – modèles formels et fonctionnels

Dans la littérature, on trouve plusieurs catégories de modèles. D'abord, ceux conceptuels exprimant les relations entre des entités. Ce sont pour la plupart des schémas purement relationnels. Les entités en question peuvent être des compartiments physiques (eau, sol, atmosphère), des espèces chimiques (divers composés de l'azote), des organismes ou des populations biologiques. De nombreux schémas des chapitres 1 et 2 peuvent revendiquer ce statut. Ensuite les modèles formels et fonctionnels expriment la nature des relations par des objets mathématiques et de là peuvent être utilisés pour obtenir des résultats numériques, *via* des simulations (*cf.* figure 9.2, de Cl. Schmidt-Lainé et A. Pavé, Environnement : modélisation et modèles pour comprendre, agir et décider dans un contexte interdisciplinaire. *Natures-Sciences-Société : Sciences pour l'ingénierie de l'environnement* 10 : s.1, 2002, 5-25).

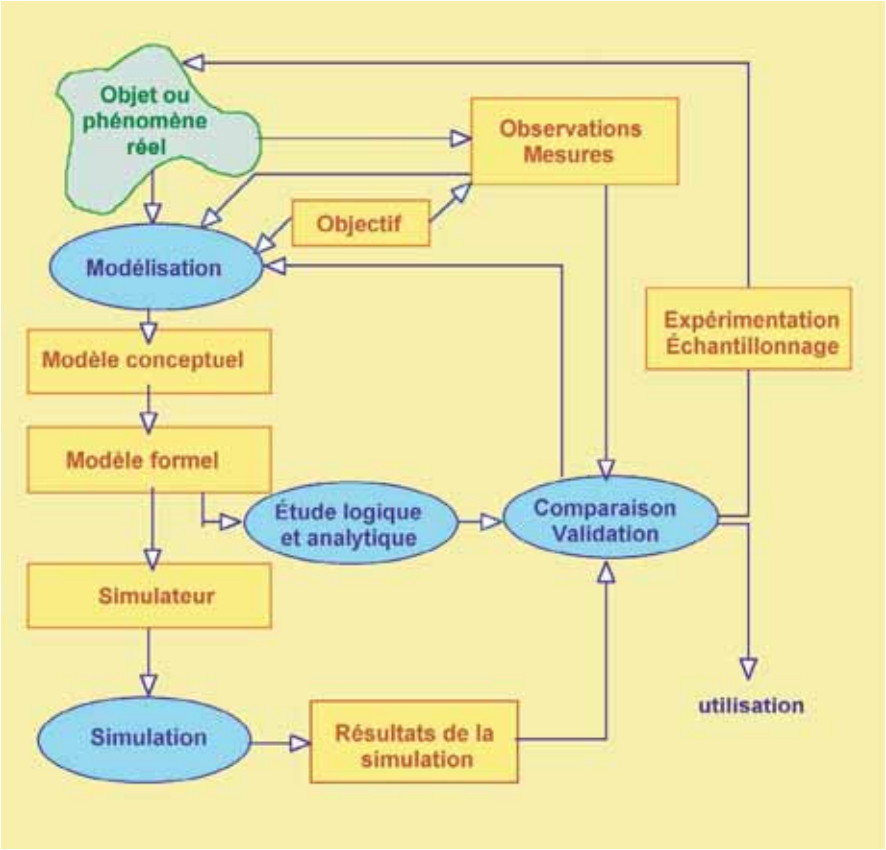


Figure 9.2
Schéma méthodologique général de modélisation et de simulation. Il y a lieu de bien distinguer les deux étapes : un modèle peut convenir ou ne pas convenir et le simulateur peut donner des résultats corrects ou incorrects. Il y a donc bien lieu de procéder aux vérifications adéquates, notamment au bon fonctionnement du simulateur. Il est aussi nécessaire de bien établir les relations avec les observations et l'expérimentation, quand elle est possible (« Models need data. Data need models »). Souvent, avant d'écrire un modèle formel, par exemple sous la forme d'une expression mathématique, on établit un modèle conceptuel sous une forme plus ou moins symbolique, par exemple sous la forme d'un diagramme en boîtes et flèches.

Modèles formels et fonctionnels

On distingue principalement deux catégories de modèles :

– les modèles non spatialisés qui vont représenter des relations quantitatives entre des « variables d'état » à l'intérieur de « compartiments » ainsi que les relations entre ces compartiments (par exemple, la quantité ou la concentration de carbone dans l'atmosphère, l'eau et le sol). Ces modèles permettent de simuler les variations de ces variables au cours du

temps dans les divers compartiments. Les échelles à prendre en compte sont les échelles de temps et donc les grandeurs caractéristiques associées. (exemple : le modèle d'écosystème Rive, de Billen *et al.*, 1994, qui est couplé à différents modèles de transport, Berner *et al.*, 2003, 2004) ;

– les modèles spatialisés, qui vont décrire les variations de ces quantités aux divers points d'un espace, en l'occurrence un espace géographique. Dans ce cas, en plus des problèmes d'échelles de temps, se posent ceux qui sont relatifs au maillage de cet espace et donc d'échelle spatiale (à l'échelle de la zone côtière ou de l'océan mondial par exemple, Tusseau-Vuillemin *et al.*, 1998 ; Yool et Fasham, 2001) ;

– on trouve une catégorie intermédiaire où l'organisation spatiale est très sommaire, par exemple un découpage de l'océan en quelques boîtes (Broecker et Peng, 1982), ou bien un découpage latitudinal de la planète (Cao et Woodward, 1998).

Modèles et objectifs de la modélisation

On remarquera que les modèles peuvent être conçus à des fins différentes (connaissance, prévision, contrôle, estimation de certaines grandeurs non mesurables directement) et qu'il est nécessaire d'en tenir compte au moment de cette conception (choix des variables, des écritures des relations entre ces variables – les modèles élémentaires des processus –, des échelles de temps et d'espace, etc.). Enfin, toutes les démarches intégrant la modélisation se heurtent à des problèmes de cohérence entre les grandeurs caractéristiques des processus en cause, de pertinence spatiale et temporelle des variables d'état, donc à des problèmes de choix et de changement d'échelles de temps et d'espace. Ce point est examiné plus précisément dans ce qui suit.

1 | Grandeurs caractéristiques, échelles d'observation, maillage et approximation

Un chapitre[6] a été consacré aux questions d'échelles et de changement d'échelles dans le cadre de la modélisation dans le RST, n° 15 *Études sur l'environnement : de l'échelle du territoire à celle du continent*. Nous reprenons dans ce qui suit l'essentiel de ce chapitre méthodologique, dans le contexte de la modélisation des cycles biogéochimiques.

[6] André J-C., Mégie G., Schmidt-Lainé C. Échelles et changements d'échelles, problématiques et outils. *In* Caseau P. (ed). *Études sur l'environnement : de l'échelle du territoire à celle du continent*, RST, Académie des sciences, Tec & Doc, Paris 2003, 167-199.

La notion d'échelle est très largement répandue dans la littérature, avec des acceptions différentes suivant les disciplines. Dans les questions liées au changement global, c'est une notion très utilisée et finalement assez peu définie. Dans la thématique des cycles biogéochimiques, l'intégration de processus de natures très variées (physique, chimique, biologique, géologique, . . .) à des niveaux de description très hétérogènes nécessite de préciser cette notion d'échelle.

On s'aperçoit en effet que ce terme est employé dans les cas suivants :

- échelle comme grandeur caractéristique d'un processus ;
- échelle comme niveau d'observation et de représentation : échelle globale, échelle régionale, échelle locale ;
- échelle comme maille d'approximation liée à l'instrumentation et à la simulation.

Nous précisons ces trois notions dans ce qui suit.

1.1 Grandeurs caractéristiques

Les échelles liées aux processus peuvent être définies comme des **grandeurs minimales** de description d'un phénomène. Pour cette raison, il est plus adapté d'employer le terme « grandeur caractéristique » qu'échelle. C'est l'échelon irréductible de description des phénomènes, le problème du passage du discret au continu, illustré par exemple en mécanique et en biologie par l'établissement :

- de grandeurs caractéristiques spatiales et temporelles par moyenne statistique en mécanique des fluides ;
- de propriétés des tissus biologiques comme association de cellules.

On notera que les grandeurs caractéristiques liées à l'espace diffèrent suivant le type de processus. Pour les processus physiques au sens large, on déterminera des longueurs caractéristiques. Pour les processus biologiques ou économiques, on parlera plutôt de niveaux d'organisation, d'aires de répartition, de zones d'activité. Les grandeurs caractéristiques spatiales et temporelles ne sont pas indépendantes.

On renvoie au chapitre mentionné du RST N° 15 pour le détail des grandeurs caractéristiques spatiales et temporelles des différents processus intervenant dans les cycles biogéochimiques : processus hydrologiques, processus biologiques, sols et végétation, processus physicochimiques, processus et systèmes écologiques.

1.2 Échelles d'observation et de représentation

Les échelles d'observation renvoient directement à la notion de **représentation géographique** ou de niveaux ou encore de compartiments d'étude. C'est pourquoi le mot échelle semble ici bien adapté pour désigner les trois niveaux désormais classiques : échelle globale, échelle régionale, échelle locale.

1.2.1 Échelle globale

C'est l'échelle de l'étude du climat et des grands systèmes (atmosphère, océans, continents). La maille de description est actuellement de l'ordre de 100 km^2, mais il est envisageable de la porter prochainement à la dizaine de km. Comme on le verra plus loin, ces valeurs ne sont pas dictées par une grandeur caractéristique d'un processus, mais sont complètement liées à l'approximation déterminée par les puissances de calcul à disposition.

Les nombreux processus entrant en jeu sont totalement **dominés** par la circulation générale des fluides et pris en compte d'un point de vue agrégé sous la forme de bilan d'énergie. Ce compartiment dominant fournit des forçages (température, vent, pression) aux niveaux régionaux et locaux. L'étude du changement global fait apparaître un temps caractéristique en multiples d'années – même s'il convient d'envisager des temps plus courts pour les études intra-annuelles de saisonnalité, par exemple – alors que la désagrégation au niveau régional introduit de manière fondamentale la saisonnalité.

La description correspondante du climat à l'échelle globale nécessite la modélisation fine de processus atmosphériques, encore appelés « modèles de sous-mailles ». Pour se restreindre aux seuls processus concernés ici, un des problèmes majeurs est l'obtention de descriptions satisfaisantes des échanges de chaleur et d'humidité entre d'une part l'océan ou les surfaces continentales, notamment le couvert végétal, et, d'autre part l'atmosphère. On touche ainsi la délicate question du changement d'échelle, traité au § 2, et en particulier aux problèmes de hiérarchie. La climatologie est probablement le domaine scientifique où cette question a été prise en compte le plus tôt.

1.2.2 Échelle régionale ou échelle des territoires

La notion d'échelle étant liée à l'observation et à la représentation au sens géographique, il est naturel de rencontrer dans la littérature au moins deux types d'échelles régionales :

– les échelles régionales climatiques (c'est le sens du mot américain « *regional* ») que l'on peut appeler échelles continentales et qui correspondent à la désagrégation continentale de l'échelle globale ;

– les échelles vraiment régionales (ou méso-échelles), telles que représentées par les systèmes décrits dans la section 2 du présent chapitre.

Ces échelles prennent en compte :

– les grandeurs caractéristiques liées aux différents processus en présence ;

– l'organisation physique et topographique des écosystèmes à son meilleur niveau de cohérence (bassins versants, systèmes forestiers, systèmes littoraux) ;

– les niveaux d'organisation humaine dans ses activités (aménagement du territoire, agriculture, urbanisation).

L'échelle des écosystèmes contient donc bon nombre de grandeurs caractéristiques et prend en compte le point de vue humain avec ses propres grandeurs de référence, par exemple la génération humaine comme temps caractéristique.

Avec cette échelle, on est proche de la notion d'impact, dans le sens où les échelles de temps et d'espace sont liées à l'homme. C'est une notion directionnelle descendante qui s'intéresse de façon privilégiée au changement d'échelle global-régional par désagrégation et modélisation des processus.

La prise en compte des rétroactions est assez peu présente et met également en évidence les difficultés d'agrégation de certains processus décrits par ailleurs finement à l'échelle locale. En revanche, d'autres processus, comme la production de biomasse, se prêtent bien à de simples sommations sur une aire géographique (O'Neill, 1988).

C'est pourtant dans ce compartiment qu'interviennent le maximum de « couplages » et donc de problèmes liés au changement d'échelle. On retiendra de la théorie de la hiérarchie les deux critères qui sont probablement les plus représentatifs des difficultés de la modélisation à cette échelle (O'Neill, 1988) :

– la détermination de la bonne échelle régionale, au sens où les variables d'état relatives à une discipline dans un modèle sont aussi variables d'état pour une autre discipline dans un autre modèle ;

– la cohérence de description des différents phénomènes en présence qui assure une modélisation à un niveau pertinent pour chaque processus.

L'objectif étant de parvenir à une description complète, mais restant équilibrée et efficace, il est alors inutile d'interfacer des modèles dont les niveaux de description internes sont très différents. Les pistes pour décrire de plus en plus finement certains mécanismes ne vont en particulier pas dans le sens de l'amélioration des connaissances au niveau intégré.

Il faut également signaler dans l'interface des processus à l'échelle régionale la difficile harmonisation des couples de longueurs et de temps caractéristiques. Dans la plupart des cas, on remarque que les échelles spatiales sont privilégiées au détriment des temps de référence.

1.2.3 Échelle locale

C'est l'échelle du processus, qu'il soit biologique ou physicochimique. Dans ce cas, l'échelle d'observation est du même ordre que les grandeurs caractéristiques du mécanisme étudié. À cette échelle, certains des processus apparaissent comme discrets, ce qui n'est jamais le cas aux échelles supérieures. C'est donc au niveau local que l'on doit résoudre le problème de l'homogénéisation, c'est-à-dire le passage du discret au continu.

La question importante est ici la remontée d'informations à l'échelle régionale. On renvoie à l'exemple de l'évaluation des échanges ponctuels forêt-atmosphère (Saugier, 1997 ; Schmidt-Lainé, 1999).

En effet, même s'il semble plus naturel de décrire chaque processus et d'agréger les résultats pour l'étude de l'échelon régional, cette transmission hiérarchique est pourtant plus difficile. On rappelle que ces emboîtements sont maîtrisés dans les sciences physiques liées au climat. Pour les processus biologiques, cette étape d'agrégation est encore souvent délicate, sauf à caractériser brutalement le phénomène par son équivalent physique à l'échelon supérieur (exemple de l'indice foliaire ne tenant pas compte de l'écophysiologie).

1.3 Maillage et instrumentation

La collecte des données, l'obtention de résultats numériques et leur représentation spatialisée induisent à leur tour des grandeurs limitantes parfois confondues avec la notion d'échelle d'observation ou de grandeur caractéristique (dans ce contexte, on pourrait parler de plus petit niveau de spatialisation). Or, rappelons que la confrontation des résultats de modélisation biogéochimique avec les données est au cœur de l'étape de validation des paramètres

empiriquement évalués, et préalable à toute utilisation du modèle en conditions prédictives.

On pense par exemple à la maille minimale actuelle de calcul dans le problème du climat global (~100 km), contrainte par la puissance calcul et non pas justifiée par la physique du phénomène. On peut également citer comme facteur limitant la résolution des images satellitaires décrivant l'hydrologie, la couverture végétale du territoire ou bien les champs de température et de chlorophylle océaniques. De même, l'échantillonnage dans la répartition des différents capteurs induit une maille minimale de description fiable des phénomènes. C'est un vrai problème encore susceptible d'amélioration, si l'on considère par exemple la répartition des points de mesure mondiaux d'échanges forêt-atmosphère dans le réseau Fluxnet.

À l'opposé, les récents développements technologiques qui ont conduit au déploiement de nouveaux microcapteurs *in situ*, sans perturbation du milieu, permettent d'acquérir des données électrochimiques à très petite échelle (submillimétrique) et pratiquement en continu (Viollier *et al.,* 2003). L'utilisation de ces données en modélisation posera très probablement des questions méthodologiques.

Tous ces problèmes ont en commun le fait qu'ils demandent un compromis entre la qualité de la représentation et les ressources disponibles. La notion de maille semble alors être la bonne terminologie pour désigner ces différents problèmes d'approximation.

2 | Changements d'échelles, couplages et données

2.1 Hiérarchie

La problématique du « changement d'échelles » telle qu'employée dans la littérature, par exemple la transmission d'information d'une échelle d'observation à une autre, est fortement liée à la notion de hiérarchie. Par exemple, les systèmes biologiques sont organisés en niveaux dans une organisation hiérarchique. Ainsi un organisme, un individu, une population fournissent des exemples de niveaux. La théorie de la hiérarchie (O'Neill, 1988) généralise le concept en suggérant que tout processus à une certaine échelle d'observation est contraint par les conditions environnementales des niveaux voisins (au-dessus et en dessous). Les questions principales se concentrent sur la détermination d'une « hiérarchie » fondamentale et du niveau de référence pour un phénomène (on pourrait dire ici qu'il s'agit de déterminer ses grandeurs caractéristiques).

On rappelle les grandes lignes des principaux résultats de cette théorie :

- les principes ou modèles d'interactions ne se transportent pas d'un niveau à un autre[7] ;
- le niveau supérieur influe sur le niveau inférieur en transmettant des données quasi stationnaires ; en effet, les processus du niveau supérieur ont des grandeurs caractéristiques plus grandes en temps et en espace, et sont donc plus lents ;
- la remontée d'informations du niveau inférieur au niveau supérieur est plus délicate, bien que semblant plus naturelle[8].

Dans tous les cas, le point important reste la détermination du bon niveau d'observation permettant de décrire de façon cohérente les différents processus.

Les questions relatives aux hiérarchies et aux emboîtements d'échelles d'observation ont fait l'objet d'études détaillées dans le domaine de la climatologie. On renvoie au § 2.2 « agrégation » (remontée d'information) et au § 2.3 « désagrégation » (descente d'information). La question similaire dans les sciences du vivant n'a été envisagée sérieusement qu'à partir du moment où l'écologie s'est développée. En effet, l'étude de la transmission d'un niveau à un autre est la question centrale de cette discipline.

Rappelons enfin que les processus intégrés décrits à l'échelle globale privilégient les flux et les densités, c'est-à-dire les grandeurs physiques, alors qu'ils sont beaucoup plus « orientés individus » dans une description à l'échelle locale.

2.2 Agrégation, modèles *bottom up*

C'est la démarche naturelle de remontée à une échelle supérieure d'informations sur des processus dont la description s'opère à plus petites grandeurs caractéristiques.

[7] Sauf dans le cas d'autosimilarité.

[8] La difficulté provient de ce qu'a indiqué le premier alinéa. Les relations entre des valeurs moyennes ne sont (en général) pas les moyennes des relations : exemple de la turbulence.

2.2.1 Agrégation et méthodes statistiques

L'agrégation et l'homogénéisation font partie des techniques de base de la modélisation. Elles sont utilisées de manière systématique en physique et en science des matériaux. Pour passer à une échelle supérieure, on « paramétrise », c'est-à-dire que l'on représente de façon statistique ce qui est trop petit pour être décrit explicitement à la maille du modèle de simulation avec lequel on veut travailler, à partir d'approches différentes et/ou complémentaires :

- une connaissance *a priori* des microphénomènes : pour reprendre l'exemple de la régulation stomatique, on sait que les stomates se ferment en cas de stress hydrique, on « paramétrise » donc à l'échelle supérieure en utilisant un coefficient régulateur de l'évapotranspiration en fonction de la disponibilité en eau du sol (facteur *bêta*) ;

- une moyenne réalisée à partir de phénomènes individuels, soit observés (on fait des campagnes expérimentales pour observer finement), soit simulés à l'occasion d'expériences numériques fines à très haute résolution. Dans un cas comme dans l'autre, on moyenne ensuite les résultats.

C'est dans une telle approche que l'on voit ressurgir toute la difficulté liée aux non-linéarités (si l'on n'avait à moyenner que des phénomènes de base linéaires, la vie serait trop facile !). Il faut tenir compte en particulier des effets de seuil qui se produisent à l'échelle locale et qui se traduisent par des effets analogues ou non à l'échelle du territoire. De façon générale, on est conduit à introduire des « relations de fermeture » du modèle, relations qui ne peuvent pas se déduire de la modélisation au niveau inférieur, et qui doivent être fondées sur l'expérimentation. Notons que l'approche « paramétrisation » est une approche où l'on dispose maintenant d'une stratégie de validation assez bien établie.

On peut aussi parler des inventaires, où l'idée est de reconstruire des quantités agrégées à partir d'estimations ponctuelles (les inventaires des sources d'émission des gaz à effet de serre et des puits de captage de ces gaz). Dans ce cas précis, on peut s'appuyer sur une méthode d'estimation complémentaire en se servant d'autres variables elles-mêmes intégratrices par nature : la consommation d'énergie fossile, qui détermine le total des émissions de CO_2, le débit à l'exutoire d'un bassin versant, qui intègre toute (ou presque) l'hydrologie sur son territoire. Il faudrait souligner tout l'intérêt à travailler avec des variables intégratrices de contrôle, même si ce n'est pas toujours automatiquement possible.

2.2.2 Modèles bottom-up

Il s'agit en général de modèles où l'on renonce à créer des agrégats statistiques, et qui utilisent, de bout en bout, la même description fine des processus. C'est évidemment la description la plus satisfaisante pour coller au plus près au phénomène, mais il faut pouvoir remonter ces modèles à des échelles plus grandes et surtout intégrer les différents processus ainsi modélisés dans un système. De nombreuses discussions critiques ont lieu dans la littérature – notamment à propos des processus physiologiques – sur la validité de l'emploi de tels modèles, pourtant satisfaisants pour l'esprit. La première critique tient à la construction de ces modèles dont la validation, la calibration, la transparence ne sont pas encore assurées et ne pourront peut-être jamais l'être. La deuxième critique tient à l'imprécision des résultats issus de ces modèles d'un point de vue plus conceptuel de l'emboîtement des échelles. Selon de Wit (1978), il n'est pas raisonnable d'aller au-delà de modèles à deux étages reliant trois échelles adjacentes. Citons le modèle biogéochimique Prose (Even *et al.*, 1998), développé dans le Piren-Seine, qui résulte du couplage d'un modèle très détaillé du fonctionnement de l'écosystème aquatique (Rive) avec un modèle de transport dynamique unidimensionnel. Ce modèle est utilisé pour établir des bilans de matière à l'échelle du bief (par exemple, le Grand Morin : Flipo *et al.*, 2004), alors que Rive comporte, selon les versions, de vingt-cinq à trente variables, et décrit jusqu'à la synthèse de métabolites par le phytoplancton (Lancelot *et al.*, 1985), avec toutes les difficultés numériques que cela implique ! Le même module biogéochimique, couplé à un autre modèle de transport hydrologique, permet de faire des simulations du développement phytoplanctonique à l'échelle du bassin de la Seine dans son ensemble (Billen *et al.*, 1994).

Encadré 9.2

Un exemple : simuler les variations spatiotemporelles de la réponse diagénétique[9] des sédiments côtiers aux flux de matière issus de la colonne d'eau (Soetaert *et al.*, 2000).

La prise en compte de la réponse diagénétique aux flux de matière pélagique est indispensable à la compréhension du fonctionnement des zones côtières (Tusseau-Vuillemin *et al.*, 1998). En effet, la profondeur y est peu importante ; cela permet d'une part que la matière organique atteigne le fond avant d'avoir été reminéralisée par les micro-organismes pélagiques, cela permet également que les flux de nutriments issus de la diagenèse sédimentaire aient un impact significatif en retour sur la production primaire

[9] La diagenèse est l'ensemble des changements biochimiques et physicochimiques affectant un sédiment après son dépôt, avant qu'il ne passe en domaine métamorphique.

pélagique. Or, les échelles temporelles de ces différents processus (diagenèse sédimentaire et production primaire pélagique) sont totalement différentes : de l'ordre de l'année pour la première, de la journée pour la deuxième. De fait, les modèles biogéochimiques adaptés à chacune des problématique sont généralement développés de façon séparée (Soetaert *et al.*, 1996 ; Tusseau *et al.*, 1997).

Soetaert *et al.* (2000) ont permis de coupler de façon dynamique les deux approches en paramétrisant la réponse diagénétique aux flux pélagiques. Au moyen d'une simulation statistique de type Monte-Carlo, la réponse diagénétique a été simulée avec un modèle complexe (figure 9.3) et validé. Une base de données représentative des conditions océaniques a ainsi été créée, à partir de laquelle la réponse diagénétique peut être extrapolée instantanément en réponse à des flux pélagiques. La totalité de l'information contenue dans le modèle diagenétique complet est ainsi utilisée, sans que les temps de simulation soient prohibitifs. Ce « métamodèle » a pu être utilisé pour simuler l'ensemble du Golfe du Lion (Méditerranée) en trois dimensions (Bonnet *et al.*, 2000).

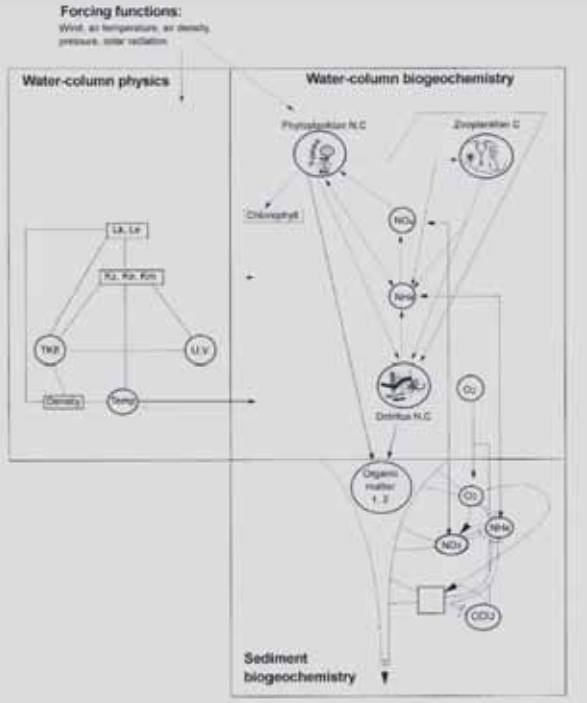


Figure 9.3
Représentation schématique du couplage entre les processus physiques et biogéochimiques de la colonne d'eau et la diagenèse du sédiment (Soetaert et al., 2000).

2.3 Désagrégation, modèles *top down*

Ces méthodes sont particulièrement développées dans les modèles « physiques » liés au climat. De par leur antériorité et la nature physique dominante des modèles, des techniques plus complexes ont été mises au point qui permettent de passer du compartiment global au compartiment régional. Ces techniques se transmettent progressivement aux autres domaines de la biogéochimie, tout particulièrement pour les modèles spatialisés.

- La méthode de l'inversion climatique consistant à déduire la valeur locale d'une variable de sa valeur moyenne et de données locales. C'est la plus simple des méthodes de désagrégation spatiale. La modélisation inverse est souvent utilisée pour reconstituer les variations spatiales continues d'un ensemble de données discrètes, comme le sont naturellement les données collectées par exemple en océanographie (hors données satellitaires). Les champs obtenus ainsi sont utilisés pour initialiser les modèles ou bien pour leur validation. Citons Denis-Karafistan *et al.*, (1998) et Karafistan *et al.*, (2002) pour la reconstitution des champs de concentration de nitrates et de phosphates en Méditerranée, grâce à un modèle de circulation générale. La désagrégation de l'information contenue dans les images de couleur de l'océan (images CZCS) a donné lieu à des modélisations inverses plus poussées reposant sur des principes de bio-optique (Morel et André, 1991) ; Bricaud *et al.*, 1999). Il s'agit de reconstituer des profils de pigments (ici la chlorophylle) à partir d'une information intégrée perçue par le satellite (Campbell *et al.*, 2002).
- Les méthodes analogiques qui nécessitent un ensemble d'observations historiques à grande et petite échelles. L'objectif est de déterminer le climat local associé à la circulation atmosphérique globale simulée par un modèle de circulation générale.
- Les méthodes linéaires, qui ne peuvent décrire que la part de variabilité liée à la grande échelle.
- Les méthodes déterministes non linéaires comme les réseaux de neurones. Ces méthodes sont bien adaptées aux données bruitées, mais le caractère déterministe fournit des séries temporelles qui sous-estiment en particulier les événements extrêmes (fortes pluies, sécheresse).

Les modèles *top down* sont en général empiriques et contiennent donc peu de description de mécanismes. Les sorties du modèle sont contraintes par le principe adopté, qui veut que le comportement de la partie reproduise celui du tout, de sorte que, contrairement aux modèles *bottom up*, ils ne peuvent pas aboutir à de nouveaux types de comportements. On peut citer par exemple le modèle

de Monteith (la croissance de la parcelle est une fonction du rayonnement absorbé), et le modèle de Priestley-Taylor (l'évapotranspiration est une fonction du rayonnement absorbé à l'échelle régionale).

2.4 Couplage et interfaçage

Le couplage désigne à la fois l'interfaçage de domaines physiques contigus décrits par des processus différents – typiquement le couplage océan-atmosphère (Lions *et al*, 1992) – et le couplage de processus différents sur un même domaine (couplage carbone-climat dans les études sur les changements globaux).

Les couplages spatiaux comportent de sérieuses difficultés techniques, mais ne présentent pas de problèmes conceptuels fondamentaux (figure 9.4), même si leur résolution peut s'avérer fastidieuse. Par exemple, pour les problèmes de raccordement, une importante méthodologie mathématique permet de modéliser au mieux les transitions (frontières artificielles, conditions aux limites transparentes ou absorbantes, assimilation). On a déjà cité plus haut les modèles de couche limite qui permettent d'améliorer le maillage dans une zone limitée du domaine et qui se développent particulièrement en océanographie (Laugier *et al.*, 2004). Reprenons l'exemple du couplage de STICS avec MODCOU dans le cadre du Piren-Seine : le maillage final (7 900 mailles pour le bassin de la Seine) résulte du croisement entre le maillage des deux modèles, lui-même contraint par les cartes des petites régions agricoles, des zones pédologiques et la grille de Météo-France.

En revanche, le couplage dans un même domaine de processus de natures différentes pose des vrais problèmes conceptuels. Il est en effet des domaines où la modélisation couplée ne s'obtient pas simplement par un interfaçage organisant la coexistence de sous-modèles. On rejoint ici la difficulté de la construction de modèles totalement couplés, intégrés, idéaux, qualifiés de « chimères » (Lions, 1997). Ce genre de couplage nécessite une analyse macroscopique permettant de dégager une hiérarchie de modèles. Cette hiérarchisation doit inclure une identification des échanges entre les différents modèles et sous-systèmes, qu'il s'agisse, dans le cas conceptuellement le plus simple, d'échanges par flux de matière et/ou d'énergie, ou, pour les cas plus complexes, d'échanges d'informations de nature plus morphologique, voire simplement de nature qualitative. C'est la démarche adoptée dans l'exemple cité plus haut de couplage entre la réponse diagénétique des sédiments et le flux de matière issu de la colonne d'eau. Ce n'est que lorsque les modes d'interaction, entre sous-modèles et sous-systèmes, sont ainsi identifiés que la modélisation plus globale par couplage peut réellement se mettre en place.

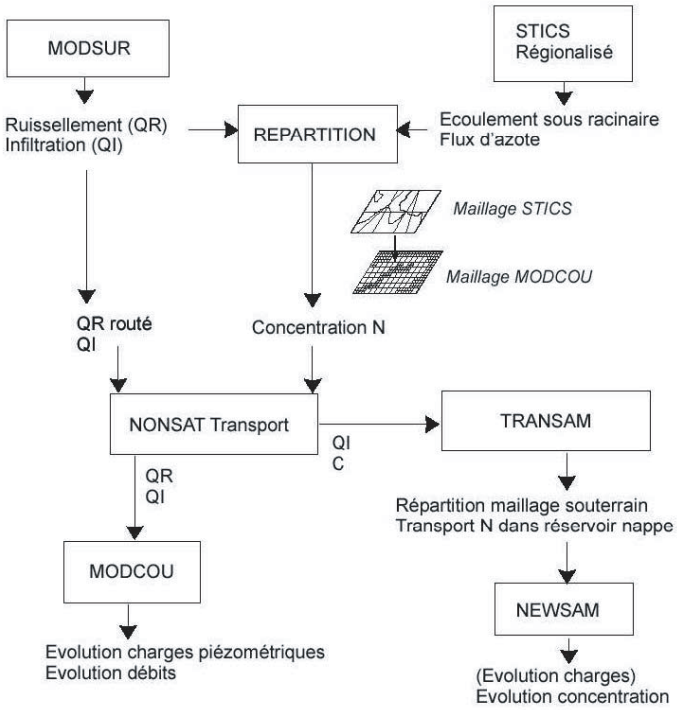


Figure 9.4
Représentation schématique du couplage entre les modèles hydrologiques et biogéochimiques du Piren–Seine pour la simulation des flux d'azote diffus.

2.5 Données

On ne donne ici que les quelques éléments plus spécifiquement relatifs aux échelles.

2.5.1 Validité et incertitude des données

Les données d'observation sont toujours entachées d'erreurs et d'incertitude. C'est lorsque l'on s'intéresse aux échelles plus fines que la détection de ces erreurs, et donc leur contrôle, se révèle les plus délicats. Si en effet la météorologie globale sait utiliser au mieux les différentes régularités du système pour contrôler ses données grâce aux méthodes d'assimilation qui permettent d'exploiter les synergies et redondances physiques des données thermiques et dynamiques, à travers leur interaction dans un modèle (voir encadré), ces contrôles mutuels sont de plus en plus délicats à mettre en évidence et à exploiter, lorsque l'on s'intéresse à l'échelle régionale. En ce sens, le problème de la qualité des données se

pose avec plus d'acuité à ces échelles. De plus, lorsque les données destinées à l'initialisation ou à la validation des modèles sont elles-mêmes issues d'un processus de désagrégation (*cf.* l'exemple cité plus haut des champs de chlorophylle issus des images CZCS), les hypothèses de la modélisation viennent s'ajouter à ces facteurs d'incertitude.

Assimilation de données

L'assimilation de données vise à optimiser l'information provenant du modèle et des observations, en sachant que chaque information est entachée d'erreur. L'assimilation de données permet de prendre en compte « plus de physique » dans l'algorithmique d'analyse de données et ainsi viser des performances métrologiques accrues pour les systèmes de traitement. Il n'y a donc pas de frontière absolue entre traitement et assimilation de données. Les deux grandes familles de méthodes d'assimilation de données (à savoir méthodes variationnelles et méthodes séquentielles) connaissent toujours des développements importants. On peut en particulier citer les méthodes variationnelles du second ordre (qui permettent de calculer des sensibilités du modèle en présence de données), les avancées récentes concernant les extensions du filtrage de Kalman (applications aux modèles non linéaires, réduction des coûts de calcul liés à la matrice de covariance) et celles des méthodes de filtrage particulaire. Dans un cadre applicatif spécifique, il est nécessaire de mener une réflexion approfondie pour identifier les méthodes les plus adaptées aux modèles concernés, et plus généralement au « cahier des charges » qui motive la démarche. Dans certains cas, on peut ainsi par exemple vouloir optimiser la configuration du réseau d'observation (y compris éventuellement en temps réel lorsque l'on dispose de capteurs mobiles), ou s'intéresser à la propagation des incertitudes dans l'estimation. On peut se reporter à J. Blum (Hoteit *et al.*, 2003) et F.X. Le Dimet (Le Dimet *et al.*, 2002) pour les développements méthodologiques et à P. Prunet et JF. Minster (1996a, 1996b) pour une application à la biogéochimie.

2.5.2 Dispositif de collectes de données et cohérence

Au-delà de ce problème de qualité des données se pose de façon tout aussi cruciale celui de l'échantillonnage et de la résolution spatiale et temporelle nécessaires pour décrire les différents phénomènes se déroulant à l'échelle des écosystèmes. Les dispositifs de collectes de données ne sont en effet pas toujours cohérents avec les échelles caractéristiques des quantités recueillies. Ceci est vrai dans de nombreux domaines, même si l'on ne cite ici que deux exemples :

– celui des forêts, où le travail traditionnel par « placettes » ne permet pas de bien appréhender la dynamique plus générale ;

– celui de l'estimation des flux de carbone émis au-dessus d'un territoire donné à l'échelle régionale, pour lequel il n'existe pas de mesures en réseaux à partir desquelles il serait possible d'agréger une valeur à l'échelle du système.

Il faut enfin signaler le problème du partage et de la mise à disposition de ces données de façon complète, cohérente et organisée à l'échelle des écosystèmes. Un effort en ce sens doit être mentionné dans le cadre de l'Observatoire de recherche en environnement F-ORE-T (chapitre 10.2). Une des opérations phare de cet ORE est la mise en place d'un système d'information destiné à faciliter cette question de partage des données.

Évaluation des modèles biogéochimiques.

George B. Arhonditsis et Michael Brett ont publié, en 2004, une très intéressante (et unique en son genre) synthèse sur la modélisation biogéochimique et mécanistique des milieux aquatiques. À partir de 153 études, variables par leur complexité, leurs échelles d'analyse et de simulation, voire leurs objectifs scientifiques et techniques, les auteurs tentent une évaluation cohérente de l'état de l'art de la discipline. Une grande majorité de ces publications ne fournissent pas de critère quantitatif de la qualité de la simulation (figure 9.5). Les auteurs l'ont évaluée eux-mêmes en digitalisant les graphes comparant simulation et données, ce qui demande toute une réflexion sur la résolution spatiale et temporelle à laquelle on effectue cette comparaison.

Peu d'auteurs utilisent des techniques d'optimisation, ce qui tient très probablement, non seulement à la culture « naturaliste » de la discipline, mais aussi au fait que certains des nombreux paramètres nécessitant calibration ne sont pas identifiables. Pour ces paramètres, qui sont généralement nécessaires à la cohérence de la modélisation, l'estimation par ajustement visuel ou à dires d'experts reste la plus couramment pratiquée. La validation reste également peu pratiquée (figure 9.5), alors que la paramétrisation la rend absolument nécessaire. L'une des raisons principales à cela est sans doute le manque de données, tout particulièrement pour les modèles spatialisés. Cependant, les auteurs de cette synthèse notent également que beaucoup d'études en modélisation biogéochimique pèchent par une définition trop imprécise de leurs objectifs *a priori*, ce qui conditionne les étapes de validation. Il faut également relever que les performances des modèles biogéochimiques sont rarement excellentes (du moins au vu des critères classiques d'évaluation, figure 9.6), ce qui encourage peut-être certains scientifiques à rester dans le flou quant à la validation. La synthèse de George Arhonditsis et Michael Brett permet de quantifier avec des indicateurs

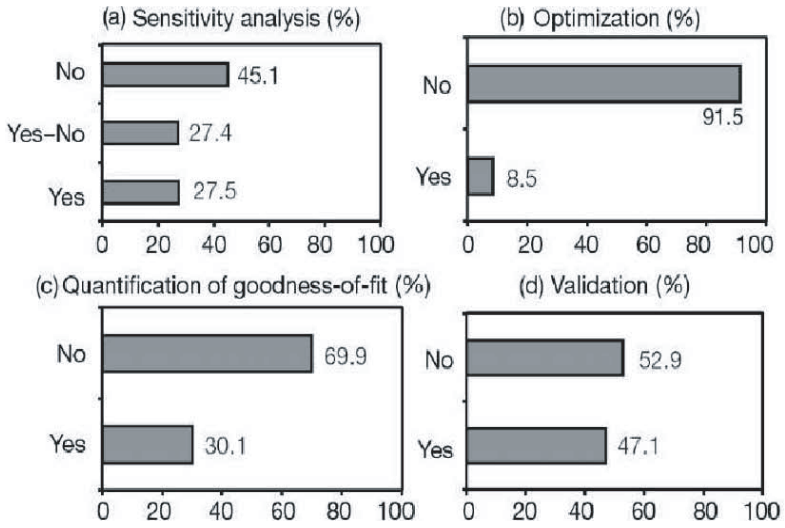


Figure 9.5
Proportions d'études de modélisation biogéochimique aquatique (a) comportant une analyse de sensibilité, (b) utilisant une technique d'optimisation pour la calibration du modèle, (c) quantifiant la qualité de l'adéquation entre simulation et données, (d) comportant une validation du modèle.

factuels le décalage déjà évoqué entre la modélisation physique et biogéochimique. Il est en effet tout à fait frappant de constater que la qualité de reproduction des données se dégrade selon un axe inorganique-organique complexe (figure 9.6). Alors que la température et la concentration en oxygène dissous sont généralement bien reproduites, la dynamique du zooplancton et des bactéries reste difficile à simuler. Ces compartiments biologiques représentent un niveau de complexité supérieur au phytoplancton et dépendent d'autres niveaux biologiques. Enfin, soulignons avec les auteurs que les observations biogéochimiques ne devraient pas constituer l'unique critère d'évaluation des modèles (Evans *et al.*, 2003), dans la mesure où elles ne représentent qu'une approximation de la complexité du vivant. Cela est particulièrement vrai pour le compartiment bactérien par exemple, dont l'observation est actuellement révolutionnée avec les techniques moléculaires. L'une des perspectives pour l'amélioration de ces modèles biogéochimiques serait la généralisation de l'assimilation de données, qui pourrait permettre de réduire les divergences progressives des simulations.

Conclusion et recommandations

Partager une culture commune de la modélisation

Comme rappelé dans l'introduction de ce chapitre, les différentes disciplines convoquées dans l'étude des cycles biogéochimiques n'ont pas la même

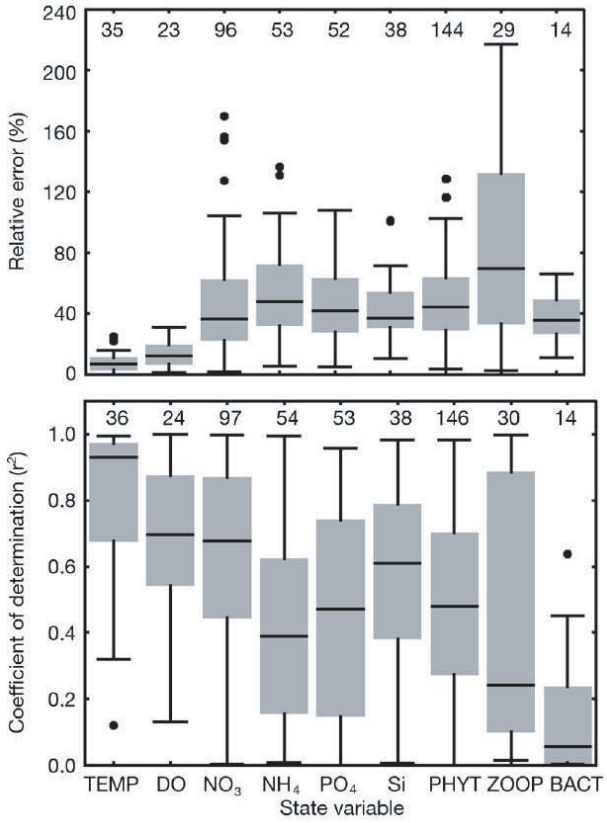


Figure 9.6
Performance des modèles aquatiques biogéochimiques étudiés. Erreurs relatives (%) et coefficients de détermination pour la température (TEMP), l'oxygène dissous (DO), les nitrates (NO_3), l'ammonium (NH_4), les phosphates (PO_4), la silice (Si), le phytoplancton (PHYT), le zooplancton (ZOO) et les bactéries (BACT). Le nombre d'études évaluées est indiqué pour chaque variable.

pratique de la modélisation. En particulier l'approche des processus biologiques, très souvent empirique et de surcroît non linéaire, n'a probablement pas encore trouvé sa juste place comme champ d'application des mathématiques appliquées. En effet, certaines techniques (optimisations complexes, résolution de systèmes complexes, etc.) sont couramment employées dans d'autres disciplines, plus portées sur des modèles mécanistes et plus proches des mathématiques. Cette appropriation, qui peut se faire notamment par le développement de thèses pluridisciplinaires en co-encadrement, pourrait dans certains cas accélérer la formalisation de processus, en évitant des redondances dans le développement des techniques, et faciliter le couplage avec les processus physiques.

Vers des modèles spatialisés

L'étude par élément, qui a largement été développée dans l'étude des cycles biogéochimiques, prend le plus souvent en compte l'inhomogénéité spatiale des milieux par une approche de type « calage ». Il est clair que l'approche par milieux nécessite une meilleure description spatiale des phénomènes, notamment pour expliciter les interactions chimie-biologie. Le développement de modèles spatialisés est donc une priorité qui renvoie à la possibilité de validation de ces modèles et d'obtention des données.

La nécessaire collaboration données-observations-modélisation

Les exemples développés ci-dessus, ainsi que l'encadré 9.3, portant sur l'étude de la dynamique des masses océaniques basée sur l'utilisation de marqueurs radioactifs, montrent clairement qu'il ne s'agit plus d'opposer expérimentation et modélisation mais bien de faire collaborer l'ensemble du dispositif données-observations-modélisation. L'exemple de l'assimilation de données est peut-être le plus illustratif : les données ainsi que les modèles sont entachés d'erreur. La collaboration données-modèles peut permettre de « recaler » les données pour autant que les modèles sont suffisamment avancés dans la prise en compte des mécanismes « physiques » au sens large. Il faut souligner que les grandeurs biogéochimiques sont pour la plupart moins précisément mesurables que les grandeurs physiques. Outre la variabilité biologique, qui confère aux systèmes une importante incertitude structurelle, les analyses chimiques fournissent rarement des résultats absolus. Les chaînes analytiques deviennent parallèlement de plus en plus complexes, la mise au point des protocoles constituant des enjeux de recherche (exemple : chaînes chromatographiques doublées de deux spectromètres de masse pour mesurer des molécules organiques à l'état de trace dans le milieu naturel). La structure même de ces données biogéochimiques, avec leur degré d'incertitude et de variabilité, mériterait également d'être une source de développements méthodologiques nouveaux en modélisation pour la prise en compte de cette spécificité.

Expliciter les échelles pour capitaliser les résultats de modèles

Suivant le but de l'étude (analyse de processus ou bilan à grande échelle par exemple), l'échelle spatiale et donc temporelle peut être très différente. L'étude des publications relatives à ces modèles montre que ces échelles ne sont que très rarement explicitées, ce qui rend difficile, voire impossible, une capitalisation des résultats pour le changement d'échelle. On peut noter que la discussion sur les échelles temporelles est quasiment absente des différentes études menées

(voir l'étude comparative d'Arhondisis et Brett, 2004). De la même façon, la validation des modèles, notamment empiriques, devrait faire partie des « bonnes pratiques » et l'obtention de critères quantitatifs de validation devrait être plus largement développée.

Encadré 9.3

Exemple de modélisation pour étudier de la dynamique des masses d'eau océaniques

Pascal Bailly du Bois (IRSN)

Les marqueurs radioactifs d'origine artificielle sont particulièrement intéressants pour les études de courantologie à long terme : leurs sources sont peu nombreuses et bien quantifiées, ils sont souvent solubles et peuvent êtres mesurés à des concentrations extrêmement faibles dans l'eau de mer (de l'ordre du 10 000e de la radioactivité naturelle). Les différentes sources connues peuvent ainsi être identifiées jusqu'à plusieurs centaines de kilomètres depuis le centre de la Manche et de la mer d'Irlande jusqu'à la sortie de la mer du Nord, par exemple (figure 9.7) il est alors possible d'apprécier le cheminement, la dilution des masses d'eaux et les temps de transit correspondants.

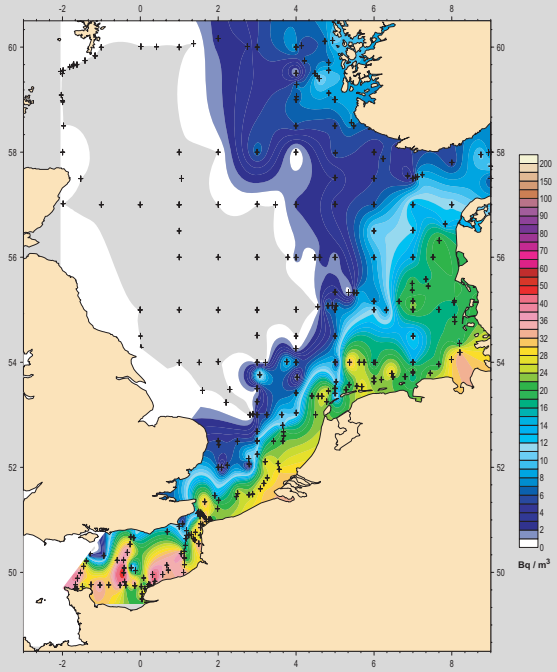


Figure 9.7
Antimoine 125 provenant des rejets de l'usine de La Hague dissous en mer du Nord en juillet 1988.

La distribution des radionucléides en mer du Nord résulte d'un mélange des radionucléides présents dans des eaux provenant de la Manche, de la Baltique, de l'Atlantique et de la mer d'Irlande. Un traitement mathématique permet de caractériser le pourcentage de chacune de ces contributions à l'échelle de la mer du Nord, révélant ainsi une « photographie » de la répartition des masses d'eaux (figure 9.8).

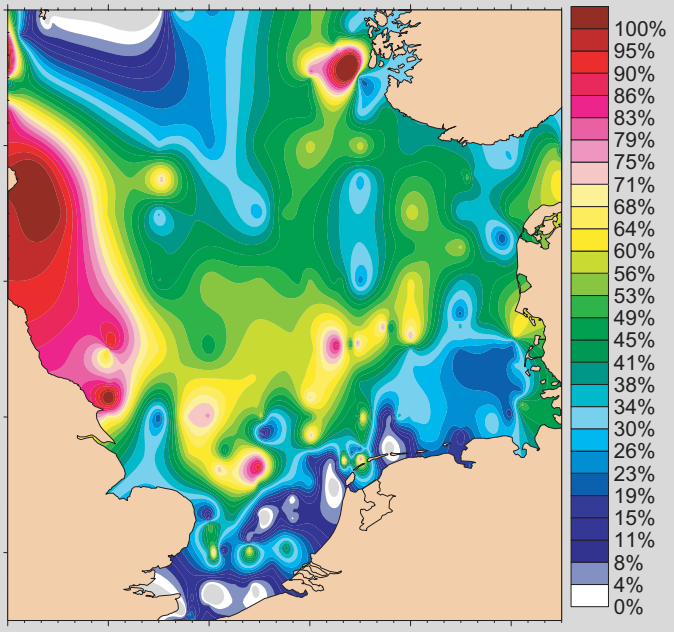


Figure 9.8
Répartition des eaux provenant de la mer d'Irlande en mer du Nord en 1988 (Bailly du Bois et al., 1993).

Grâce aux études sur le cheminement des radionucléides rejetés par l'usine de retraitement des combustibles usés de Cogema-la Hague effectuées entre 1987 et 1992, les caractéristiques du transit des eaux provenant de la Manche se dirigeant vers la mer du Nord ont été mises en évidence. Ces études montrent que les eaux mettent de 110 à 152 jours pour aller de la Hague au Pas-de-Calais et de 170 à 250 jours entre le Pas-de-Calais et le Skagerrak. La durée totale du transit entre le cap de la Hague et le Skagerrak serait de 300 à 370 jours selon les années. Le flux des eaux de la Manche vers la mer du Nord dans le Pas-de-Calais a été également estimé, de 97 000 à 195 000 m^3/s de janvier à juillet 1988.

Les radiotraceurs solubles ont permis de décrire la circulation à long terme des masses d'eau en Mer celtique, Manche et Mer du Nord (figure 9.9) (Bailly du Bois *et al.*, 1993). L'association des travaux de radioécologie marine (IRSN) et de modélisation hydrodynamique (Ifremer) a permis de valider

et préciser les résultats des modèles hydrodynamiques de dispersion en mers macrotidales (Bailly du Bois et Dumas, 2005). Ces résultats sont transposables aux autres substances présentes dans l'eau de mer et permettent de simuler l'impact à court, moyen et long terme d'un rejet de substance dissoute sur le plateau continental du nord-ouest de l'Europe. La connaissance du transport hydrodynamique est un préalable indispensable pour l'étude du comportement des substances ayant plus d'affinités pour les autres compartiments : sédiments et organismes vivants (Fiévet et Plet, 2002). D'autres travaux montrent qu'ils peuvent être également utilisés dans l'étude des cinétiques de transfert de masses d'eaux à plus grande échelle, en Arctique et dans les mers environnantes (Strand *et al.*, 1996 ; Smith *et al.*, 1997 ; Kershaw *et al.*, 2004).

Les travaux en cours utilisent les radiotraceurs pour préciser la dispersion de substances solubles dans l'eau de mer dans le champ proche d'un émissaire de rejet ainsi que pour caractériser le transport des sédiments déposés sur le fond. Les études à venir prendront en compte simultanément le devenir des radionucléides dans l'eau de mer, les sédiments et les espèces vivantes, à l'aide de modèles écologiques intégrés, validés par les mesures de radionucléides acquises *in situ*.

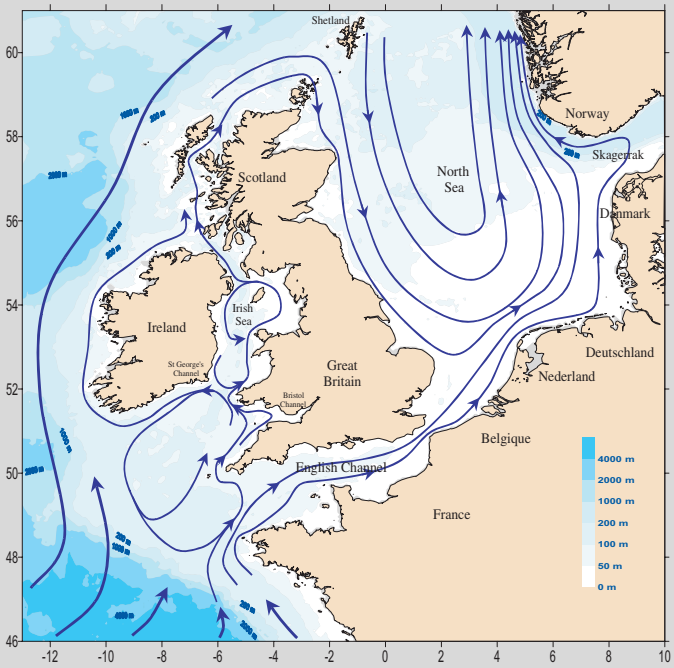


Figure 9.9
Circulation générale des masses d'eau sur le plateau continental du nord-ouest de l'Europe.

Références bibliographiques

André JC., Mégie G. et Schmidt-Lainé C. (2003). Échelles et changements d'échelles, problématiques et outils. *In* Caseau P. (ed). *Études sur l'environnement : du territoire au continent.* RST N° 15, Académie des sciences, Tec & Doc, Paris, p.167-199.

Arhonditsis GB. et Brett MT. (2004). Evaluation of the current state of mechanistic aquatic biogeochemical modelling. *Marine Ecology Progress Series*, **271** : 13-26.

Bailly du Bois P., Guéguéniat P., Gandon R., Léon R. et Baron Y. (1993). Percentage contribution of inputs from the Atlantic, Irish Sea, English Channel and Baltic into the North Sea during 1988 : a tracer-based evaluation using artificial radionuclides. *Netherlands Journal of Sea Research*, **31** (1) : 1-17.

Bailly du Bois P. et Dumas F. (2005). Fast hydrodynamic model for of medium- and long-term dispersion in seawater in the English Channel and southern North Sea, qualitative and quantitative validation by radionuclide tracers. Ocean Modelling, 44 p.

Beaudoin N., Mary B. et Parnaudeau B. (1999). Impact of agricultural scenarios on nitrate pollution at the catchment scale. Présentation orale, 10th Nitrogen Workshop, Copenhague (DK), 1999/08/23-26. Abstracts, **2** : IV-6.

Berner RA. (2003). The long-term carbon cycle, fossil fuels and atmospheric composition. *Nature*, **426** : 323-326.

Berner RA. (2004). *The PhanerozoicCarbon Cycle*. Oxford University Press. Une liste de modèles à LT sur ce sujet.

Billen G., Garnier J. et Hanset P. (1994). Modeling Phytoplankton Development in Whole Drainage Networks – the Riverstrahler Model Applied to the Seine River System. *Hydrobiologia*, **289** (1-3) : 119-137.

Bonnet MP. *et al.* (2000). Pelagic/Benthic Coupled 3D Modeling of Carbon and Nitrogen Cycling in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea) : the Role of Sediments. Presented at Ocean Sciences Meeting, San Antonio, Texas.

Bricaud A. *et al.*, (1999). Variations of light absorption by suspended particles with chlorophyll a concentration in oceanic (case 1) waters : Analysis and implications for bio-optical models (vol. 103, p. 31033, 1998). *Journal of Geophysical Research-Oceans,* **104** (C4) : 8025-8025.

Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M., Ruget F., Nicoullaud B., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R., Durr C., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J., Meynard J. et Delécolle

R. (1998). STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1 – theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie*, **18** : 311-346.

Broecker WS. et Peng TH. (1982). *Tracers in the Sea*. Lamont-Doherty Geological Observatory, Palisades, N.Y. (épuisé).

Campbell J. *et al.*, (2002). Comparison of algorithms for estimating ocean primary production from surface chlorophyll, temperature, and irradiance. *Global Biogeochemical Cycles,* **16** (3).

Cao M. et Wooward FI. (1998). Dynamic responses of terrestrial ecosystems carbon cycling to global climate change. *Nature*, **393** : 249-252.

Corman A. (1982). *Modélisation mathématique du processus de nitrification dans les sols*. Th. Doct. Ing. Université Claude Bernard Lyon.

Davison W. et Motelica-Heino M. (2002). Influence of scale on trace metal dynamics in sediment and water. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **66** (15A) : A172-A172.

Denis-Karafistan A. *et al.* (1998). Space and seasonal distributions of nitrates in the Mediterranean Sea derived from a variational inverse model. Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers, **45** (2-3) : 387-408.

Evans GT. (2003). Defining misfit between biogeochemical models and data sets. Journal of Marine Systems, **40-41** : 49-54.

Even S. *et al.* (1998). River ecosystem modelling : application of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia*, **374** : 27-45.

Feller *et al.* (2004). *Les bases écologiques d'une fertilité durable des écosystèmes tropicaux cultivés et leurs perspectives*. Acad. Agric. France.

Fiévet B. et Plet D. (2002). Estimating biological half-lives of radionuclides in marine compartments from environmental time-series measurements. *Journal of Environmental Radioactivity*, **65** : 91-107.

Flipo N. *et al.* (2004). Biogeochemical modelling at the river scale : dynamics of phytoplankton and periphyton. *Journal of Ecological Modelling*, **176** : 333-347.

Gabrielle B., Mary B., Roche R., Smith P. et Gosse G. (2002). Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils : a comparison of approaches. *Europen Journal of Agronomy*, **18** (1-2) : 107-120.

Gomes E., Mignolet., Schott C., Brunstein D., Bornerand C., Ledoux E., Benoît M., Tournebize J., de Louvigny N., Ponsardin G. et Mary B. (1999).

Dynamique agricole et pollutions nitriques diffuses : modélisation intégrée du tarnsfert des nitrates sur le bassin de la Seine. Rapport Piren Seine, 56 pages.

Hoteit I., Pham DT. et Blum J. (2003). A semi-evolutive filter with partially local correction basis for data assimilation in oceanography. *Oceanologica acta*, **26** (5-6) : 511-524.

Justes E., Nicolardot B. et Mary B. (2001b). *C and N mineralization of catch corp residues : measurements and evaluation of STICS mode*. 11th Nitrogen Workshop, 9-12/09/2001, 113-114.

Karafistan A. *et al.* (2002). Space and time distributions of phosphate in the Mediterranean Sea. Deep-Sea Research Part I. *Oceanographic Research Papers*, **49** (1) : 67-82.

Kershaw PJ., Heldal HE., Mork KA. et Rudjord AL. (2004). Variability in the supply, distribution and transport of the transient tracer ^{99}Tc in the NE Atlantic. *Journal of Marine Systems*, **44** (1-2) : 55-81.

Lancelot C. et Mathot S. (1985). Biochemical fractionation of primary production by phytoplankton coastal waters during short and long term incubations with 14C-bicarbonate, I, Mixed diatom population. *Marine Biology*, **86** : 219-226.

Laugier M., Angot P. et Mortier L. (1996). Nested grid methods for an ocean model : A comparative study. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, **23** (11) : 1163-1195.

Laugier M., Mortier L. et Dekeyser I. (1994). A bidomain primitive equation model. *Oceanologica Acta,* **17** (4) : 355-367.

Lecourt D. (1999). *Dictionnaire d'histoire et de philosophie des Sciences*, p. 989-992, PUF.

Le Dimet FX., Navon IM. et Daescu DN. (2002). Second-order information in data assimilation. *Monthly weather review*, **130** (3) : 629-648.

Lions JL. (1997). Modélisation mathématique et environnement – Quelques remarques. *In* Blasco F. (ed). *Nouvelles tendances en modélisation pour l'environnement*. CNRS Programme Environnement, Vie et Sociétés/Elsevier, Paris, 79-90.

Lions JL., Temam R. et Wang S. (1992). Models for the coupled atmosphere and ocean. *Comp Mech*, **1** : 1, 3-120.

Mills M. *et al.* (2004). Iron and phosphorus co-limit nitrogen fixation in the Eastern Tropical North Atlantic. *Nature*, **429** : 292-294.

Morel A. et André JM. (1991). Pigment distribution and primary production in the western Mediterranean as derived and modeled from coastal zone color scanner observations. *Journal of Geophysical Research*, **96** : 12685-12698.

Motelica-Heino M. et Davison W. (2003). Trace metals dynamics in surface sediments investigated by DGT micro-scale measurements. *Journal de Physique IV*, **107** : 899-902.

O'Neill RV. (1988). Hierarchy Theory and Global Change. *In* Rosswall T. et Woodmansee RG. (eds). *Scales and Global Change*. Scope 35. John Wiley & Sons 29-46.

Prunet P., Minster JF., Ruiz-Pino D. et Dadou I. (1996a). Assimilation of surface data in a one-dimensional physical-biogeochimical model of the surface ocean, 1, Mechod and preliminary results. *Global Biogeochem Cycles*, **10** : 111-138.

Prunet P., Minster JF., Ruiz-Pino D. et Dadou I. (1996b). Assimilation of surface data in a one-dimensional physical-biogeochimical model of the surface ocean, 2, Adjusting a simple tropohic model to chlorophyll, temperature, nitrate and pCO2. *Global biogeochem Cycles*, **10** : 139-158.

Saugier B. (1997). Échanges de CO_2 de l'écosystème à la biosphère. *In* Blasco F. (ed). *Nouvelles tendances en modélisation pour l'environnement*, CNRS Programme Environnement, Vie et Sociétés/ Elsevier, Paris, 31-46.

Schmidt-Lainé Cl. et Pavé A. (2002). Environnement : modélisation et modèles pour comprendre, agir et décider dans un contexte interdisciplinaire. *Natures-Sciences-Société : Sciences pour l'ingénierie de l'environnement,* **10** (s.1) : 5-25.

Schmidt-Lainé Cl. (1999). *Échanges forêts-atmosphère : le cas du CO_2 – Potentiel de recherche, questions scientifiques, protocole de Kyoto*. Rapport à l'Académie des Sciences.

Schnebelen N. (2000). *Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des calcaires de Beauce (site de Villamblain)*. Thèse de doctorat.

Servais P., Billen G. et Hascoët MC. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water research*, **21** (4) : 445-450.

Smith JN., Ellis KM., Kilius LR., Moran B., Molyak L. et Ivanov G. (1997). The transport of ^{129}I and ^{137}Cs from European reprocessing plants through the Kara sea. *Radioprotection*, **32** (C2) : 97-103.

Smith P. *et al.* Soil biota and global change at the ecosystem level : decribing soil biota in mathematical models. *Global Change Biology*, **4** : 773-784.

Soetaert K. *et al.* (2000). On the coupling of benthic and pelagic biogeochemical models. *Earth-Science reviews*, **51** : 173-201.

Soetaert K., Herman PMJ. et Middelburg JJ. (1996). A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depths. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, **60** (6) : 1019-1040.

Strand P., Sickel M., Aarkrog A., Bewers JM., Tsaturov Y. et Magnusson S. (1996). Radioactive contamination of the arctic Marine Environment. *In* Guéguéniat P., Germain P. et Métivier H. (eds). *Radionuclides in the oceans, Inputs and Inventories.* Les éditions de Physique, Les Ulis. p. 95-119.

Taillandier V. *et al.* (2004). Controlling boundary conditions with a four-dimensional variational data-assimilation method in a non-stratified open coastal model. *Ocean Dynamics*, **54** (2) : 284-298.

Tusseau MH. *et al.* (1997). 1D coupled physical-biological model of the north-western Mediterranean Sea. *Deep Sea Research II*, **44** (3-4) : 851-880.

Tusseau-Vuillemin MH., Mortier L. et Herbaut C. (1998). Modeling nitrate fluxes in a open coastal environment (Gulf of Lions) : transport versus biogeochemical processes. *Journal of Geophysical Research*, **103** : 7693-7708.

Van Veen (1977). *Nitrogen behaviour in soil ; a computer simulation model.* Ph. D. thesis, Wageningen, 164 p.

Viollier E. *et al.* (2003). Benthic biogeochemistry : state of the art technologies and guidelines for the future of in situ survey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* **285** : 5-31.

De Wit CT. *et al.* (1978). *Simulation of assimilation, respiration and transpiration of leaf surfaces.* Pudoc, Wageningen.

Yool et Fasham MJR. (2001). An examination of the continental shelf pump in an open ocean general circulation model. *Global Biogeochemical Cycles*, **15** (4) : 831-844.

CHAPITRE 10

Mise en place et gestion de réseaux d'observation de longue durée

La multitude des données indispensables à une étude approfondie des cycles biogéochimiques implique sans conteste la mise en place de réseaux d'observation permanents en vue de leur acquisition. De tels réseaux ont en effet plusieurs fonctions reconnues, comme par exemple :

- l'identification des évolutions des écosystèmes à différents pas de temps (court terme et surtout tendance à long terme) ;
- une fonction d'alerte à partir du suivi d'indicateurs pertinents de risque ;
- la calibration des modèles choisis.

C'est dans ce but qu'ont commencé à se développer divers réseaux nationaux sous la forme de GIS ou bien dans le cadre des ORE (observatoires de recherche en environnement) mis en place par le ministère de la Recherche en 2001.

Il s'agit maintenant d'aller plus loin. À cet effet, un point sera fait au cours de ce chapitre dans trois domaines :

- deux se rapportent à des écosystèmes naturels représentatifs de la surface de la planète : océans (10.1) et forêts (10.2) ;
- le troisième traite d'un problème très général, qui est celui des observatoires de la radioactivité (10.3).

SOUS-CHAPITRE 10.1

Observatoires océaniques et réseaux forestiers

PATRICK RAIMBAULT ET JACQUES RANGER

I Observatoires océaniques : Les services d'observation du milieu marin (Patrick Raimbault)

L'emprise croissante de l'homme sur l'environnement pose le problème de sa vulnérabilité et des atteintes à son intégrité. C'est particulièrement vrai en ce qui concerne la préservation de la biosphère continentale et de l'environnement marin, ainsi que l'évolution climatique, trois domaines où la pression anthropique suscite des craintes à échéance de quelques dizaines d'années. Ces trois domaines sont étroitement couplés et leur étude doit être menée de front. Les études de séries temporelles à long terme de certains habitats aquatiques et terrestres ont significativement contribué aux sciences de l'Univers *via* la caractérisation des tendances climatiques fortes (exemple des pluies acides et de l'augmentation du CO_2 atmosphérique).

On peut illustrer ce couplage avec le cycle du CO_2 dont on soupçonne qu'il est en cours d'évolution rapide par suite des émissions artificielles pouvant entraîner des conséquences sur le climat. Mais on est encore loin d'avoir compris,

par absence de mesures adéquates sur le long terme, le déséquilibre qui pourrait en découler. Étant insuffisamment alimentés par des données, les modèles d'évolution du milieu océanique du climat sont encore imparfaits. À l'aube d'une époque d'important changement climatique, il est essentiel de disposer de séries à long terme pour être en mesure d'interpréter les changements. La communauté ressent un important besoin de séries temporelles de données, que ce soit en point fixe ou sur des transects. Un ordre de grandeur de ces séries est de dix ans, afin de pouvoir isoler le signal anthropique, ou la variabilité interannuelle du signal saisonnier.

Observer la nature pour en déduire les lois de son fonctionnement fait partie intrinsèquement de la démarche scientifique et ceci n'est pas nouveau.

L'observation implique une attitude volontaire dont la fréquence et la régularité vont dépendre de l'objet de l'étude comme de l'espace de temps supposé avant de déceler un changement attendu. Quand celui-ci est de très faible amplitude à une échelle décennale comparativement à sa variabilité à de plus faibles échelles temporelles, ou que les contraintes du local masquent un signal plus global, précision, régularité et pérennité des mesures sont des impératifs. Or, les contraintes du milieu et les problèmes logistiques du travail en mer rendent l'obtention de ces qualités beaucoup plus difficiles qu'en milieu continental. Aussi, à la différence par exemple de la météorologie, des séries régulières sur le long terme de paramètres physicochimiques n'étaient pas fréquentes dans le milieu marin jusqu'à la mise en place par l'Insu (Institut national des sciences de l'Univers), par la fédération de séries existantes ou la création de nouvelles, de sites d'observation océaniques dans les années 1980 (Kerfix, Oiso, Dyfamed) et un peu plus tard dans le domaine côtier (Somlit créé en 1996).

Dans ce cadre, les objectifs de l'observation sont triples : connaître le passé, observer le présent et prévoir le futur.

Connaître le passé, c'est savoir comment ont évolué certaines caractéristiques de l'océan dans un passé proche et en particulier depuis le début de l'ère industrielle. Cela implique la recherche d'archives et la mise en perspective des données qu'elles contiennent.

Observer le présent, c'est mener une action volontaire, répétitive d'observation de l'évolution des caractéristiques du milieu marin par des mesures systématiques à des emplacements fixes considérés comme représentatifs.

Prévoir l'avenir est le but *in fine*. Discerner les différentes échelles de temps des phénomènes, dégager le local du général, les petites variations qui s'accumulant peuvent modifier les milieux naturels sur le long terme.

Une meilleure compréhension du cycle du carbone océanique et une meilleure connaissance de l'impact de l'océan vis-à-vis d'une probable augmentation de l'effet de serre nécessitent que l'on observe et que l'on comprenne les variations saisonnières à moyenne échelle de la pression partielle de dioxyde carbone (pCO_2) dans les eaux de surface de l'océan mondial. Les programmes nord-américains HOT (Hawai Ocean Time-Series dans le Pacifique Nord subtropical) et BATS (Bermuda Atlantic Time-series Study dans la mer des Sargasses) ont permis l'implantation et le maintien de longue date de stations échantillonnées régulièrement pour le suivi de paramètres physiques et chimiques.

En France également, la nécessité de tels dispositifs s'est imposée très tôt aux océanographes biogéochimistes et certains systèmes d'observation sont fonctionnels depuis plusieurs années. Dès le début des années 1980, un effort a été effectué en ce sens avec le soutien de l'Insu-CNRS pour acquérir de séries de données notamment dans l'océan austral – opération Minerve, et la composante française de JGOFS (Proof) a permis la création de la station Kerfix au large des îles Kerguelen, du suivi Oiso et récemment de l'Ore Caraus dans l'océan Indien austral. Ces services d'observation ont bénéficié du développement de mesures automatisées et peuvent être réalisés grâce aux transits récurrents des navires assurant la logistique pour les îles australes et l'Antarctique). Un site équivalent aux stations HOT et BATS existe depuis 1980 en Méditerranée nord-occidentale (Dyfamed). Ces stations ont pour but d'améliorer la compréhension du cycle global du carbone et des éléments associés, et d'étudier la variabilité océanique sur des échelles de temps allant du jour à la décennie.

Il est à noter que ces sites d'observations à long terme, essentiellement de type océanique, sont fréquemment le support d'opérations scientifiques plus ponctuelles auxquelles ils apportent la composante variabilité interannuelle.

Ces services d'observation fonctionnent correctement, bien que le problème de leur inscription dans la durée se pose à tous leurs responsables ; la difficulté étant de pouvoir disposer de personnel à plein temps pour en assurer la régularité du suivi. Il est impératif que les services d'observation soient dotés de moyens humains nécessaires pour pérenniser la continuité des observations acquises sur plus de dix ans.

Dans le domaine côtier la situation est sans doute moins claire. L'interférence entre une fluctuation naturelle élevée et l'effet des facteurs anthropiques complique notablement l'interprétation de la variabilité basse fréquence. La déconvolution des variations climatiques à méso-échelle et des changements globaux, en partie dus aux activités humaines, est un préalable à l'interprétation des réseaux d'observation côtiers. La zone côtière constitue une étape dans le devenir de la matière entre le domaine continental et le domaine océanique. Les variations spatiales et temporelles peuvent être importantes et très dépendantes

des processus physiques et hydrodynamiques locaux. Des mesures océanographiques très fréquentes sont donc impératives en milieu côtier pour quantifier les processus côtiers et de paramétrer leurs forçages.

Un dispositif d'observation du milieu littoral (Somlit) a été mis en place en 1996 par l'Insu au sein du Réseau national des stations marines (RNSM) qui peut répondre en partie à ces besoins. Une mobilisation plus large des organismes a été engagée par la mise en place des Ore (observatoires régionaux de l'environnement) mais qui n'a pas pour le moment évolué vers la mise en place de systèmes pérennes.

Actuellement, les contraintes sur les moyens humains et logistiques font qu'il est impossible de procéder à un suivi à très haute fréquence. En effet, ces sites d'observation côtiers ne sont pas équipés de systèmes de mesures autonomes, et la plupart du temps ces études reposent sur des prélèvements hebdomadaires et sont très coûteuses en temps et personnels.

De plus, la mise en place de la surveillance induite par la directive cadre sur l'eau (DCE) nécessite une redéfinition des réseaux de surveillance existant dans le domaine côtier. La classification des états écologiques repose sur l'état de qualité, notamment biologique et physicochimique. La qualité biologique est ainsi caractérisée par la composition, l'abondance et la biomasse du phytoplancton. La qualité physicochimique est évaluée par la transparence, la température, la salinité la concentration en oxygène dissous et en nutriments. La stratégie de surveillance des réseaux hydrologiques doit donc évoluer à la fois en termes de fréquence de mesures, de nombre de points de prélèvements et de type de paramètres à analyser. Et il est certainement indispensable de disposer de séries de mesures fines, notamment dans une problématique d'alarme.

Ces séries ne peuvent être obtenues qu'avec l'aide d'instrumentations *in situ* adaptées au milieu côtier. La mise en place de stations autonomes multi-instrumentées doit être intensifiée ainsi que le développement de capteurs autonomes *in situ* pour des paramètres chimiques (analyseur de sels nutritifs) et biologiques (cytomètre en flux, spectrofluorimètre par exemple).

En complément aux mesures *in situ*, les informations fournies par les satellites représentent des données océaniques d'un très grand intérêt. Elles permettent d'établir des séries temporelles synoptiques à un rythme serré et renferment une information très précise sur les déplacements des masses d'eau, les remontées d'eau profonde et, associées aux données d'altimétrie et de température de surface de l'océan, elles procurent une vision assez détaillée de l'océan à méso-échelle.

Il est important de soutenir les travaux qui sont en cours afin de combiner les données de satellites différents (infrarouge, altimétrie, couleur de l'eau) pour constituer des séries longues, sur lesquelles un signal anthropogénique pourrait être détecté.

Il est important que les services d'observation continuent à être situés près d'un laboratoire de recherche afin d'en maintenir le dynamisme, d'en assurer la qualité des données, et favoriser l'utilisation des observations pour répondre à des questions de recherche. Il est urgent que les services d'observation soient dotés de moyens humains nécessaires pour pérenniser la continuité des observations qui doivent être acquises sur le long terme et que les mesures en continu autonomes viennent rapidement améliorer la stratégie des suivis à long terme, notamment dans les domaines côtier et littoral.

II Réseaux forestiers (Jacques Ranger)

Environ trente-cinq réseaux forestiers ont été recensés dans le document *Les chemins de l'information forestière* (publication du GIP-Ecofor, 2000). Ces réseaux y sont regroupés par thème : les réseaux produisant les statistiques forestières avec en particulier l'Inventaire forestier national créé en 1958 et le Service central des études statistiques des ministères en charge de l'Agriculture, la Forêt et la Pêche créé en 1961, les réseaux de surveillance de la santé des forêts, les réseaux de surveillance des risques naturels, les réseaux de suivi du fonctionnement des écosystèmes forestiers, et les réseaux de conservation des milieux naturels et du patrimoine.

Si tous ces réseaux intéressent de près ou de loin les cycles biogéochimiques, cette présentation se focalisera sur un petit nombre, plus particulièrement concernés.

L'origine des réseaux de surveillance des forêts en Europe réside dans la crise majeure du dépérissement des forêts au cours des années 1980, souvent attribuée de façon simpliste aux seuls apports atmosphériques acides. Les préoccupations se sont ensuite déplacées au cours des années 1990 vers la question des changements climatiques. Les fonctions de ces réseaux sont la surveillance des écosystèmes et l'alerte, et, de façon moins directe, l'amélioration des connaissances.

La réglementation communautaire européenne des années 1980 a conduit les États membres à mettre en place un réseau d'observation, le *Réseau européen de suivi des dommages forestiers* dit *réseau européen*. Ce réseau, installé à partir de 1988, est de type systématique puisque les 540 placettes retenues sont distribuées aux nœuds d'une maille de 16 par 16 km. Cette maille a été choisie pour intégrer des points d'observations préalablement mis en place dans des réseaux nationaux (cas entre autres du réseau 16 par 1 km dit « réseau bleu », des zones montagneuses françaises). Les observations concernent les données écologiques descriptives (sols, végétation spontanée et peuplements forestiers) et le statut sanitaire des peuplements observé annuellement (défoliation, coloration, symptômes de dommages biotiques et abiotiques. . .). Les résultats sont publiés dans les cahiers du département Santé des forêts (La santé des forêts) de ministère en charge de l'Agriculture (publication annuelle) et dans les rapports du PIC Forêts.

En 1992, suite à la Conférence ministérielle de Strasbourg, un règlement de l'Union européenne décrète la mise en place d'un réseau plus intensif (dit « de niveau II »), venant en appui du précédent. La partie française de ce réseau est

réalisée dans *Réseau national de suivi des écosystèmes forestiers* dit *« réseau Renécofor » sous la responsabilité de l'Office national des Forêts*. Il s'agit d'un réseau non systématique comportant 102 placettes permanentes d'observation, représentant les grands types de forêts rencontrés sur le territoire métropolitain et prévues pour être suivies pendant au moins trente ans. Trois niveaux d'approche sont réalisés : le niveau 1 examine la végétation (arbres et végétation spontanée) et les sols, le niveau 2 prend en compte les apports atmosphériques (27 placettes) et le niveau 3 observe en plus les solutions du sol (17 placettes du niveau 2). Les données relatives au réseau Renécofor font l'objet d'un programme assurance qualité spécifique pour chaque domaine étudié, elles sont stockées dans une base de données centralisée et elles sont publiées par l'Office national des forêts dans des dossiers thématiques disponibles auprès du responsable du réseau (E. Ulrich, Boulevard de Constance, 77300 Fontainebleau). Une présentation de ce réseau et une sélection des principaux résultats sont accessibles sur le site de l'ONF (www.onf.fr/pro/renecofor/index.htm).

La recherche accompagne ce mouvement par la création de sites-ateliers fortement instrumentés et suivis sur le moyen terme. La promotion et la structuration des recherches sur le fonctionnement biogéochimique des écosystèmes forestiers a été améliorée par la création en 1993 d'un groupement d'intérêt public, le GIP-Ecofor. La mise en réseau de ces sites de recherche, dont le nombre est inférieur à 10, a été formalisée en 2002 dans le cadre de la création de l'Observatoire de recherche en environnement F-ORE-T, coordonné par le GIP-Ecofor. Ces sites sont des laboratoires d'écologie *in situ*, visant à identifier les mécanismes du fonctionnement biogéochimique et à quantifier les flux d'eau et d'éléments (incluant le carbone) entrants, sortants et internes à l'écosystème. Les documents relatifs à ce réseau sont disponibles auprès des organismes de recherche et auprès du GIP-Ecofor (6, rue du Gal Clergerie, 75116 Paris).

Ajoutons l'existence d'un réseau de sites expérimentaux d'épandage des déchets en forêt, coordonné par l'Inra. Il est destiné à tester les contraintes biologiques et chimiques pour les sols et les eaux de surface, qui résulteraient de cette pratique actuellement interdite. Les documents sont disponibles à l'unité de recherche forestière du centre Inra de Bordeaux (Pierroton, 33 610 Cestas).

La connexion des réseaux forestiers français, voire européens est réalisée dans les projets de généralisation, voire de spatialisation des données locales, soit pour quantifier des flux, soit pour valider les modèles et développer des simulateurs simplifiés. Les modèles à base mécaniste sont développés dans l'ORE F-ORE-T et leur validation après simplification sera réalisée à partir des bases de données des réseaux de type OOE (Observatoire opérationnel en environnement) tel le Renécofor.

Un observatoire de la qualité des sols agricoles est créé en 2003, le Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS). Ce réseau de maille systématique est pris en charge par un groupement d'intérêt scientifique regroupant les ministères en charge de l'Agriculture et de l'Environnement, l'Ifen, l'Ademe et l'Inra. Ses objectifs concernent la protection de l'environnement, les risques de contamination de la chaîne alimentaire et l'adaptation de l'agriculture aux nouveaux règlements et contraintes économiques. Il comporte environ 1 500 points situés sur la même grille que le réseau européen de surveillance de la santé des forêts (500 points) qui présente également un volet « sols ». Ces deux réseaux devraient être plus particulièrement associés au premier ré-échantillonnage (pas de sept à huit ans prévu pour le RMQS). Les documents relatifs à ce réseau sont disponibles à l'Unité Infosol (Inra Centre d'Orléans, 45000 Olivet).

Références bibliographiques

GIP-Ecofor (2004). *Rapport d'activité du réseau ORE F-ORE-T*.

Département de la Santé des Forêts (2004). *Les Cahiers du DSF*, 1–2003/2004 (La Santé des Forêts (France) en 2002), Min. Agri. Alim. Pêche Aff. Rur. (DGFAR), Paris, 91 p. + ann.

Renaud JP. (2004). Les résultats 2002 du réseau européen de suivi des dommages forestiers. *Les Cahiers du DSF*, 1–2003/2004 (La Santé des Forêts (France) en 2002), Min. Agri. Alim. Pêche Aff. Rur. (DGFAR) Paris, p. 46-60.

Office national des forêts, département des Recherches techniques (1996) : *Notice de présentation du Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers*. ISBN 2- 84207-021-6, 38 p.

ou rapports PIC Forêts (http://www.icp-forests.org/RepEx.htm ; http://www.icp-forests.org/RepTecI.htm).

SOUS-CHAPITRE 10.2

Observatoire permanent de la radioactivité

ÉVELYNE BARKER, PATRICK BOUISSET, PIERRE GERMAIN, OLIVIER MASSON ET HENRI MÉTIVIER

Des réseaux de surveillance à caractère réglementaire, mis en œuvre par les industries du nucléaire et les organismes chargés du contrôle de la radioactivité dans l'environnement, existent dans de nombreux pays (la plupart des pays européens, le Canada, les États-Unis, le Japon. . .).

En France, l'IRSN a en charge, outre ces aspects de surveillance radiologique du territoire, un observatoire de la radioactivité. Ce système d'observation, appelé Opera[1], concerne l'atmosphère et les différents compartiments de la biosphère (milieux terrestres, fluviaux et marins).

Cette mission d'observation a été initiée en 1959 pour répondre à des préoccupations sanitaires, au moment où les essais nucléaires dans l'atmosphère battaient leur plein à des fins militaires.

Développé à l'origine pour le milieu atmosphérique, l'observatoire couvre aussi le littoral des côtes françaises (sédiments, bio-accumulateurs algues et

[1] Observatoire permanent de la radioactivité de l'environnement.

moules) depuis 1983, le milieu terrestre (sols, végétaux spontanés, denrées agricoles) depuis 1993, et le domaine fluvial (eaux, matières en suspension) depuis 1998. L'observatoire s'appuie aujourd'hui sur un réseau de plus de trente-cinq stations et fonctionne grâce à de nombreuses collaborations logistiques et scientifiques (universités, instituts) (figure 10.2-1).

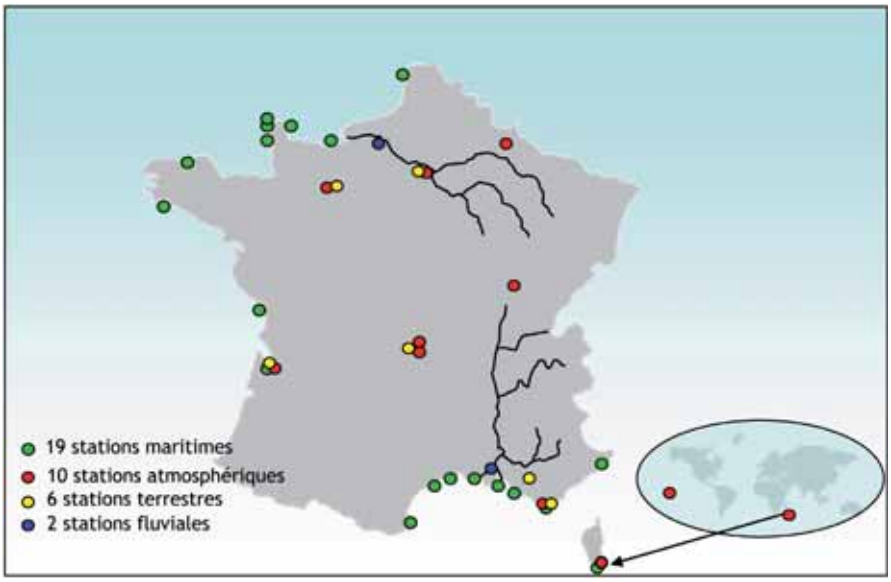


Figure 10.2-1
Localisation des stations de l'Observatoire permanent de la radioactivité de l'environnement.

À ce jour, l'objectif principal de cet observatoire est la connaissance des niveaux d'activité et des mécanismes responsables des évolutions temporelles et spatiales des radionucléides naturels et artificiels présents dans l'environnement à l'état de traces, voire d'ultratraces. Les performances des moyens mis en œuvre permettent notamment de quantifier la radioactivité artificielle très en deçà des seuils accessibles aux autres réseaux existants. Afin d'atteindre cet objectif, tous les maillons d'une chaîne allant de la collecte à la mesure en passant par les traitements sont dimensionnés pour concentrer les radionucléides. Ainsi, jusqu'à 100 000 m^3 d'air, plusieurs milliers de litres d'eau et plusieurs kilogrammes d'organismes vivants sont régulièrement prélevés.

De par cette capacité, les fluctuations des niveaux d'activité dans l'environnement peuvent être mises en parallèle avec la variabilité des phénomènes naturels liés aux cycles biologiques des espèces collectées, à la géochimie ou à la climatologie des sites étudiés. Les données obtenues dans le cadre de ce programme pluriannuel pérenne ont permis la constitution de séries chronologiques

indispensables à de nombreuses études scientifiques. À ce titre, Opera multiplie les échanges avec d'autres systèmes d'observation et observatoires de recherche en environnement mis en place avec le soutien de l'Insu[2].

Outre la communication scientifique, les résultats obtenus dans le cadre d'Opera sont régulièrement mis à la disposition du public *via* le site Internet de l'IRSN (www.irsn.org/opera).

Sont donnés ci-après quelques exemples clés relatifs aux différents compartiments étudiés dans le cadre d'Opera.

1 | Étude de l'atmosphère

Deux exemples seront pris à ce sujet :

- celui de la série temporelle du ^{137}Cs dans les aérosols ;
- celui de la connaissance des mouvements des mouvements atmosphériques planétaires.

Exemple de la série temporelle du ^{137}Cs dans les aérosols (figure 10.2-2)

Jusque dans les années 1980, la contamination de l'air en ^{137}Cs provenait des essais nucléaires atmosphériques, conduisant à des concentrations dépassant 1 000 microbecquerels par mètre cube d'air (μBq.m^{-3}) dans les années 1965. L'arrêt des essais, associé à la décroissance radioactive du ^{137}Cs[3)] et aux mouvements des masses d'air, ont conduit à des valeurs de l'ordre de 1 μBq.m^{-3} d'air avant l'accident de Tchernobyl (26 avril 1986). Cet accident a entraîné une contamination forte mais brève de l'atmosphère en France.

Dès les années 1993-1994, les prélèvements sont caractérisés par des niveaux d'activité équivalents à ceux précédant l'accident. La diminution s'est poursuivie jusqu'à la fin des années 1990 pour se stabiliser ces dernières années à des valeurs de l'ordre de 0,3 μBq.m^{-3}.

Cette série chronologique a permis de mettre en évidence un autre évènement survenu fin mai 1998 à la suite de l'incinération incidentelle d'une source

[2]Institut national des sciences de l'Univers.

[3]La concentration en ^{137}Cs diminue de moitié en trente ans (période de décroissance radioactive).

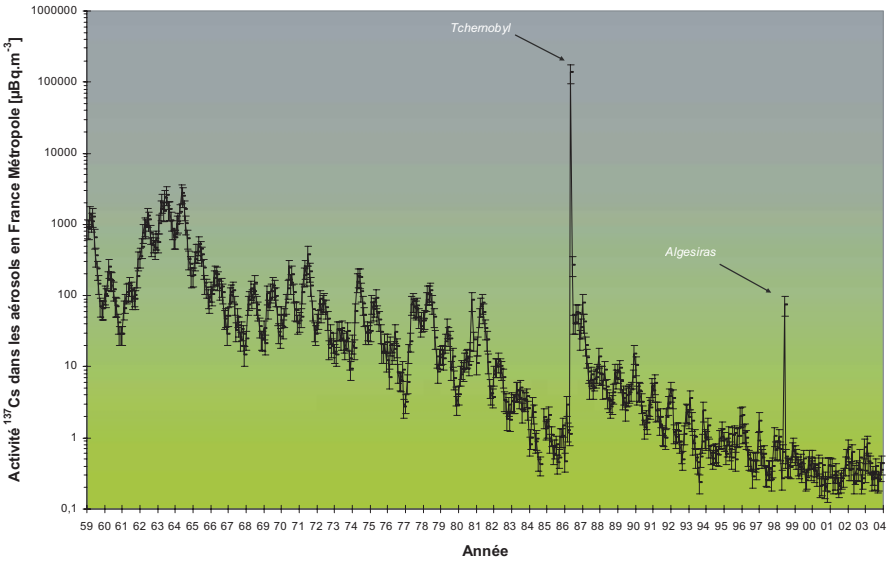


Figure 10.2-2
Activité volumique du ^{137}Cs dans les aérosols en France métropolitaine (Bouisset, 2004).

radioactive de ^{137}Cs dans une aciérie du sud de l'Espagne à Algésiras. Une contamination de l'atmosphère en ^{137}Cs a été enregistrée dans l'Europe du Sud par les systèmes de surveillance des différents pays. Avec leurs meilleures sensibilités, les stations de l'observatoire ont permis de montrer l'impact significatif de l'incident dans l'atmosphère sur l'ensemble du territoire à l'exception du Nord-Ouest de la France. En quelques jours, les niveaux de radioactivité sont revenus à la normale et l'évènement n'a pas laissé de traces observables dans les autres compartiments de la biosphère.

À une échelle plus fine, ces séries temporelles permettent la caractérisation des mécanismes intervenant de façon permanente ou évènementielle, comme par exemple la remise en suspension de particules antérieurement déposées et à l'origine du maintien du bruit de fond actuel de 0,3 μBq.m^{-3} ou les dépôts par temps de pluie qui momentanément diminuent ce bruit de fond.

Ces observations ont débouché sur la mise en œuvre de programmes de recherche spécifiques en collaboration avec des universités, par exemple sur les mécanismes d'incorporation des radionucléides dans les pluies, l'influence de l'origine océanique ou continentale des masses d'air ou sur les apports évènementiels (poussières sahariennes, grêle, ...). Parmi les questions clés dans le compartiment atmosphérique, restent en suspens notamment l'étude de la répartition des niveaux d'activité dans le plan vertical, la contribution respective

des remises en suspension locale et distante ou encore les dépôts occultes sur les sites soumis à des brouillards ou immergés dans les nuages.

Mouvements atmosphériques planétaires

Les essais aériens d'engins nucléaires ont essentiellement été faits dans l'hémisphère Nord. Ils ont injecté dans la haute atmosphère des débris d'armes (uranium et plutonium) et des produits de fission et des actinides lourds créés au moment de l'explosion. Les aérosols qui s'ensuivent descendent par gravité et sont transportés avec les mouvements d'air aux altitudes plus faibles. Les mouvements des masses d'air dépendent des saisons et le retour sur terre dépend également de la pluviosité régionale. Le temps moyen de résidence dans la basse atmosphère est de trois à douze mois dans les régions polaires et de huit à vingt-quatre mois dans les régions équatoriales. L'analyse des radionucléides a permis d'avancer dans la description des mouvements d'air dans les différentes parties atmosphériques, comme le montre la figure 10.2-3 tirée du rapport UNSCEAR 2000 mais aussi dans la quantification des échanges entre les strates atmosphériques, expliqués dans le même rapport. On voit sur la figure que les aérosols injectés dans l'atmosphère par les explosions descendent par gravité aux altitudes les plus hautes puis sont transportées par les mouvements classiques d'air dans les couches les plus basses. La diffusion cause des migrations irrégulières des masses d'air dans la couche basse de la stratosphère et la couche haute de la troposphère (diffusion de Eddy). Le flux d'air circulaire de la troposphère aux plus basses altitudes, appelé circulation dans les cellules de Hadley, montre que ces cellules croissent ou décroissent en taille et se déplacent selon la latitude avec les saisons.

Des valeurs chiffrées ont pu être associées à ces mouvements. Par exemple, pour les mois de mars, avril et mai, d'une part et septembre, octobre et novembre d'autre part, les temps de résidence moyen des aérosols dans la basse stratosphère sont de trois à douze mois dans les régions polaires et de huit à vingt-quatre mois dans les régions équatoriales. Les temps d'épuration les plus rapides sont observés au printemps. D'autres valeurs numériques ont été données pour les autres compartiments. Sur la base de ces données des modèles empiriques ont été développés.

L'importante dispersion de débris en 1962 a également permis de montrer l'absence de dispersion de ceux-ci dans l'hémisphère Sud à partir des injections faites dans l'hémisphère Nord. Enfin le suivi des concentrations à très basse altitude après les essais, puis après l'accident de Tchernobyl a permis de montrer l'importance de la re-suspension des particules du sol dans la concentration en particules de l'atmosphère (voir figure 10.2-2).

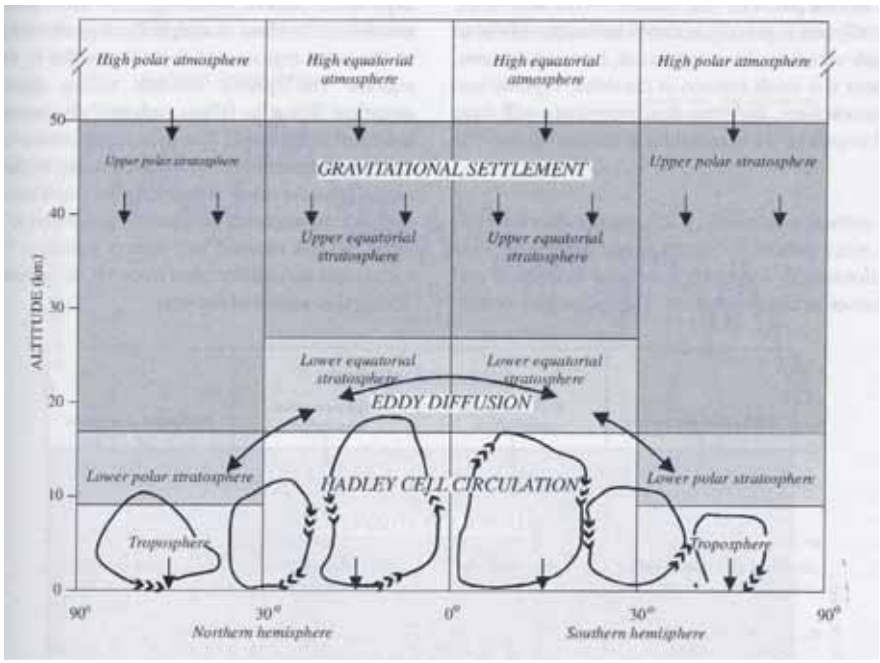


Figure 10.2-3
Régions atmosphériques et procédés de transport atmosphérique prédominants (UNSCEAR, 2000).

Dans ce qui suit, on montre comment une observation permanente au sein d'un observatoire de la radioactivité de l'air a permis d'expliquer une part de ces phénomènes de redistribution, en particulier la différence saisonnière entre une contamination provenant de la haute atmosphère et d'une contamination provenant d'une remise en suspension d'une contamination terrestre.

2 | Étude du milieu terrestre

L'examen des données de la période 1993-2004 a permis d'acquérir des connaissances concernant les niveaux d'activité et le comportement du ^{137}Cs dans les sols, les végétaux et les produits d'origine animale dans trois régions françaises (Normandie, région Centre et Sud-est).

Les prélèvements de sols et de produits agricoles (légumes, herbe, lait, fromage, viande) s'inscrivent dans une logique d'étude des transferts. Sont étudiées notamment les chaînes *sol-herbe-lait-fromage* et *sol-herbe-viande*.

On observe une diminution généralisée des activités massiques des sols en surface, des végétaux et des produits d'origine animale (figure 10.2-4), avec des périodes apparentes de décroissance, variables selon les compartiments et la localisation des prélèvements, de l'ordre d'une dizaine d'années.

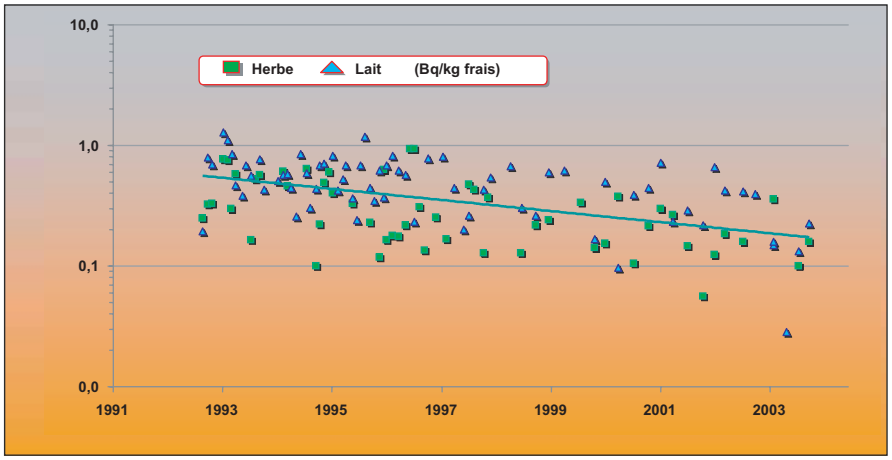


Figure 10.2-4
Évolution de l'activité volumique en ^{137}Cs de l'herbe et du lait de vache.

Le suivi au cours du temps des facteurs de transfert permet de mettre en évidence la diminution du transfert racinaire qui traduit d'une part la décroissance de l'activité superficielle du sol et, d'autre part, la diminution de la biodisponibilité du césium pour les végétaux.

Dans la couche de surface des sols, on observe une grande disparité des concentrations en ^{137}Cs, en raison de l'hétérogénéité des dépôts atmosphériques (retombées des essais atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl). Ces différences peuvent ensuite être amplifiées ou réduites par le biais des processus d'accumulation ou de décroissance, dont l'intensité varie avec les caractéristiques du sol et son utilisation. Ainsi, plutôt que d'acquérir quantités de mesures ponctuelles sur différentes stations, les stratégies s'orientent vers l'acquisition des chroniques de mesures et l'étude approfondie des chaînes de transfert. À cet effet, certaines des stations terrestres d'Opera sont associées à des zones ateliers[4], sur lesquelles des recherches plus fines sont réalisées.

[4]Périmètre d'étude *in situ*, sur un thème ciblé, pour une durée limitée.

3 | Étude du milieu fluvial

Deux bassins versants aux caractéristiques bien différenciées font l'objet d'un suivi dans le cadre d'Opera : la Seine depuis 2000 et le Rhône depuis 2003. Le choix de cette deuxième station a été dicté à la fois par le nombre d'installations nucléaires implantées sur ses rives, par l'importance de son bassin versant exposé aux retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl et par l'importance de ses apports liquides et solides au milieu marin.

Qu'il s'agisse de la Seine ou du Rhône, la station est située à proximité de l'embouchure (Rouen, Arles) afin d'appréhender le fonctionnement global du bassin versant et de quantifier les flux à la mer. Les prélèvements sont régis selon deux modes de fonctionnement complémentaires : un suivi de routine intégré sur le mois et un suivi détaillé en période de crue.

Ces observations ont montré le rôle fondamental des crues dans les transferts de matières et de radionucléides associés. Comme le montre la figure 10.2-5 un évènement comme la crue exceptionnelle du Rhône de décembre 2003 a représenté à lui seul plus de 70 % du flux annuel véhiculé sous forme particulaire et sous forme dissoute.

Pour les situations d'étiage, les flux particulaires et dissous sont du même ordre de grandeur.

Ces stations constituent des outils exceptionnels en raison de l'originalité des solutions techniques employées et ont été proposées comme plates-formes instrumentées à disposition de la communauté scientifique pour des recherches sur divers composés (sels nutritifs, micropolluants. . .).

4 | Étude du milieu marin

Débutée dès 1983 en Méditerranée, la couverture géographique du volet marin Opera concerne l'ensemble de la façade maritime française (Manche, Atlantique, Méditerranée) par l'intermédiaire de 19 stations de collecte de bioindicateurs (moules, algues, poissons) et de sédiments.

Le ruthénium 106 (période de décroissance radioactive d'un an) est un élément marqueur des rejets des centres de retraitement du combustible (La Hague,

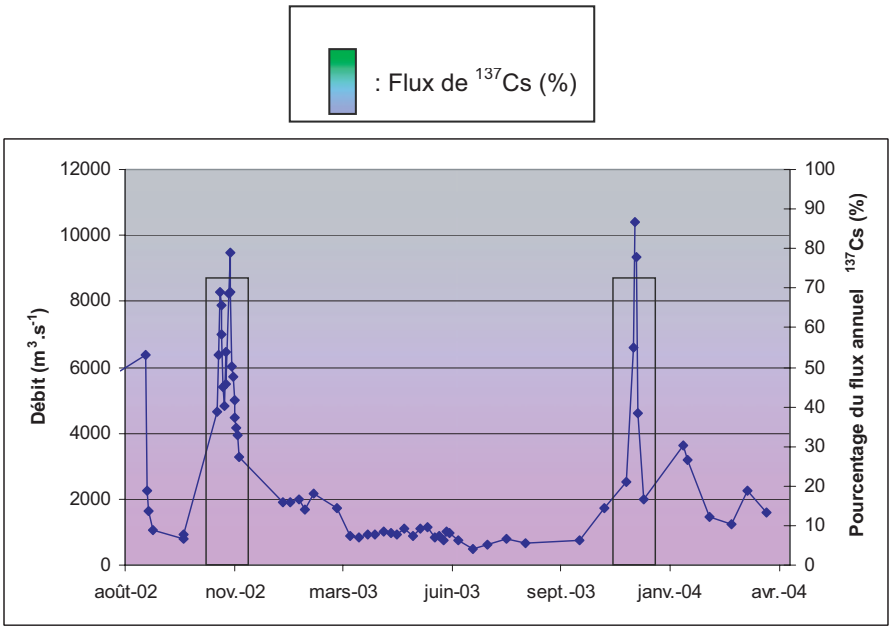


Figure 10.2-5
Évolution du débit liquide du Rhône et importance des deux épisodes de crues rencontrés entre 2002 et 2004 – Flux de ^{137}Cs transporté par les deux dernières crues les plus importantes.

Marcoule) mais également des retombées de l'accident de Tchernobyl. En revanche, il n'a pas de rôle biologique connu. De fait, la chronique de cet élément dans des moules prélevées en Méditerranée montre une augmentation des concentrations en 1986 au moment de l'accident de Tchernobyl et reflète assez fidèlement les rejets du centre de retraitement de Marcoule (figure 10.2-6). À noter la réduction drastique des concentrations à partir de 1991 suite à la mise en exploitation d'une nouvelle station de traitement des effluents liquides. À partir de 1999, le ruthénium 106 n'est plus détecté dans les prélèvements en relation avec l'arrêt des opérations de retraitement sur le centre de Marcoule en 1997.

Le césium 137 est également rejeté par les centres de retraitement du combustible mais est aussi un marqueur des retombées des tirs atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl, comme le montre la figure 10.2-2. Son évolution temporelle dans les moules à l'embouchure du Rhône (figure 10.2-6) reflète bien les grandes tendances temporelles de ces sources, à savoir une importante réduction dans les rejets de l'usine de Marcoule à partir de 1991 et une augmentation des concentrations suite à l'accident de Tchernobyl. Cependant, l'étude de cet élément à des échelles spatio-temporelles plus fines requiert une

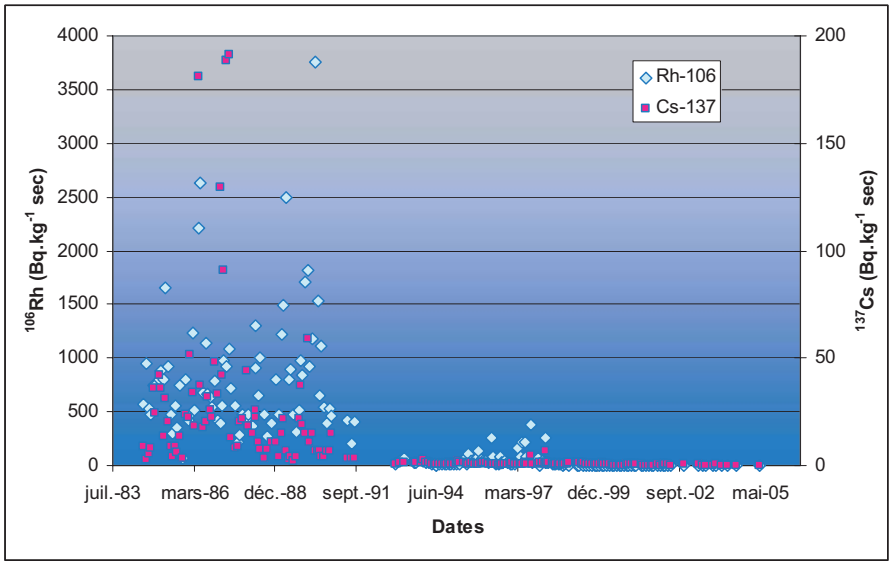


Figure 10.2-6
Évolutions temporelles des niveaux d'activité massique (Bq.kg^{-1} frais) du ^{106}Rh et du ^{137}Cs dans les moules prélevées en Méditerranée à la station de Faraman, proche de l'embouchure du Rhône.

bonne connaissance des cycles biologiques des organismes prélevés. En effet, il n'a pas de rôle biologique mais c'est un analogue du potassium dont il mime le comportement et il se fixe donc de manière prépondérante dans les muscles notamment.

Concernant la façade Atlantique, la région de Concarneau représente bien une zone de « référence », soumise seulement aux radionucléides artificiels des retombées atmosphériques. Il en est de même en mer de la Manche Ouest. En Manche centrale et orientale, un marquage par des radionucléides artificiels est observé et est à mettre principalement en relation avec les rejets du centre de retraitement du combustible de la Hague (Nord-Cotentin). Depuis l'entrée en service de l'usine, les rejets en milieu marin ont augmenté, d'une manière générale, jusqu'au début des années 1980, en rapport avec la montée en puissance de l'activité de retraitement. Les procédés de traitement des effluents ont été améliorés, se traduisant par une deuxième phase de très forte diminution des quantités de la plupart des radionucléides rejetés. Les rejets de ruthénium 106, par exemple, ont ainsi baissé d'un facteur 100 depuis les années 1980. Quelques radionucléides échappent cependant à cette évolution des rejets liquides car ils ne sont pas retenus par les procédés de retraitement et sont par conséquent rejetés en proportion du tonnage traité par l'usine. Il s'agit du carbone 14, du tritium et, jusqu'en 1999, de l'iode 129.

La distribution côtière des radionucléides chez les espèces biologiques est classiquement liée à la distance du point de rejet mais est aussi marquée par les caractéristiques hydrodynamiques particulières de cette région. D'un point de vue général, un marquage apparaît autour de la presqu'île du Cotentin (figure 10.2-7), puis les concentrations diminuent, depuis le Cotentin vers l'Est en direction du Pas-de-Calais (figure 10.2-8). La dilution des rejets liquides émis par l'usine Areva NC de La Hague dans la partie orientale de la Manche (est de la presqu'île du Cotentin) se traduit par des concentrations approximativement diminuées de moitié entre le Cotentin et le Pas-de-Calais pour les radionucléides essentiellement solubles.

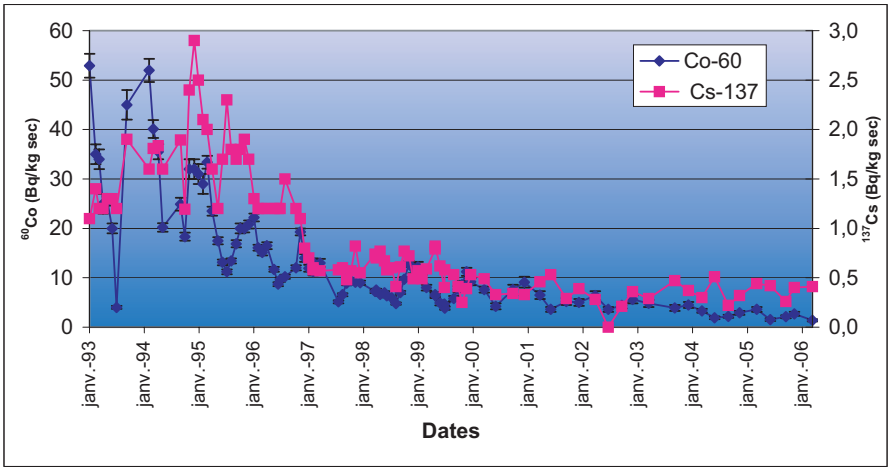


Figure 10.2-7
Évolutions temporelles de l'activité massique du ^{60}Co et du ^{137}Cs dans les algues Fucus Serratus de 1993 à 2006 à Diélette (15 km au sud de l'émissaire d'Areva NC).

Les données de l'observatoire Opera en Manche ont été très utiles pour le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC, groupe nommé par le gouvernement pour donner un avis sur l'excès de leucémies chez les enfants enregistré dans le Cotentin). Ce groupe a, en particulier, estimé les concentrations en radionucléides dans les différents compartiments du milieu marin du Nord-Cotentin, dans le but de calculer les doses finales reçues par la population locale. La validation de ces estimations n'a pu être réalisée que grâce à leur confrontation avec des mesures de terrain. Les données d'Opera ont été utilisées pour cette action.

Le modèle d'observation Opera marin a été adopté par la CIESM[5] pour l'organisation d'un réseau international d'étude de la radioactivité dans les moules (*Mussel watch*) sur l'ensemble du pourtour méditerranéen.

[5]Commission internationale pour l'exploration scientifique de la mer Méditerranée.

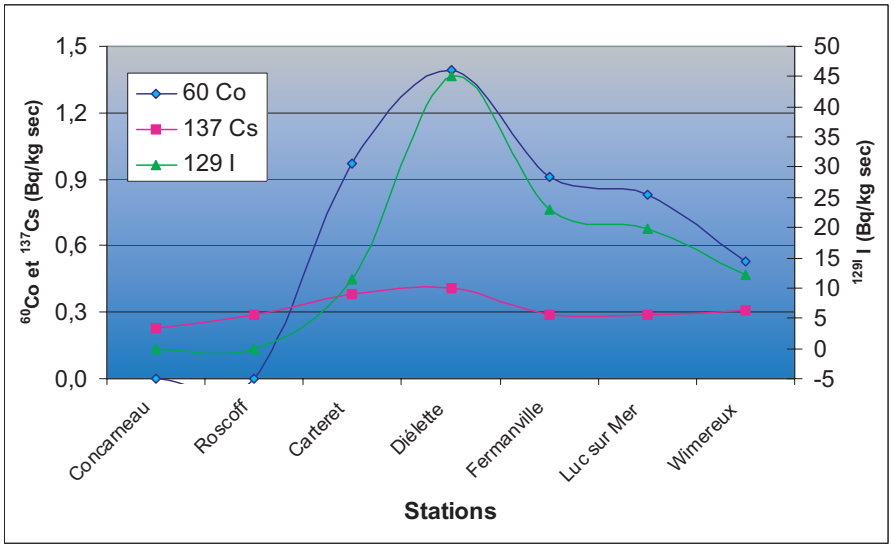


Figure 10.2-8
Évolutions spatiales de l'activité massique du ^{60}Co, du ^{137}Cs et de ^{129}I dans les algues Fucus Serratus prélevées en mars 2006 sur les stations Opera de l'Atlantique et de la Manche.

Conclusions et perspectives

Les observatoires environnementaux ont souvent été considérés comme des outils figés ne s'attachant pas à la connaissance des processus et se bornant plutôt à un constat de l'état du milieu. L'actualité du changement global a apporté une juste reconnaissance de l'apport des observatoires aux sciences de l'Univers.

La nécessaire pérennité d'un observatoire n'empêche pas une évolution régulière des modalités de prélèvement (lieux, échantillons, fréquences), des techniques mises en œuvre en réponse aux questions scientifiques comme aux préoccupations de la société.

Comme cela a été souligné précédemment, des échanges permanents entre observation et recherche sont réalisés dans le cadre d'Opera. Suite à diverses observations, l'IRSN développe des programmes d'études et de recherches, comme le projet Extreme axé sur les processus évènementiels de forte amplitude (pluies torrentielles, poussières désertiques, tempêtes, crues, inondations) qui conduisent à des flux intenses de radionucléides et à une modification de la répartition des stocks de radionucléides artificiels dans les écosystèmes. Ces travaux s'inscrivent dans le cadre plus général des programmes de recherches

sur le changement global menés par la communauté scientifique. Les progrès de l'instrumentation autonome permettent aujourd'hui d'envisager l'étude de ce type d'évènements qui par essence sont difficiles à échantillonner.

Les études futures doivent mettre l'accent sur le choix de sites clés privilégiant des observations à hautes fréquences et non plus s'appuyer uniquement sur des grandeurs moyennes intégrées dans l'espace ou dans le temps. L'observatoire Opera, dans son évolution, intègre déjà cette complémentarité entre observation à basse fréquence et suivi détaillé à haute fréquence sur plusieurs sites.

Ainsi, le volet atmosphérique s'est enrichi en 2004 d'une station d'étude des niveaux d'activité en altitude avec la mise en service d'une station de collecte d'aérosol et d'eau de nuage à grande capacité, au sommet du Puy-de-Dôme. Comme dans le cas de la plate-forme expérimentale sur le Rhône, d'autres stations multipartenaires et multidisciplinaires sont amenées à se développer dans le cadre des partenariats tissés entre Opera et des stations ou des observatoires des sciences de l'univers (OSU) gérées par des laboratoires de recherches, pour une mise en commun des moyens.

Les retombées de ces dispositifs d'observation dans le domaine opérationnel sont à ce jour encore peu valorisées. Elles sont pourtant essentielles pour les décideurs, notamment en situation post-accidentelle. Cette préoccupation fait actuellement l'objet à l'IRSN d'un projet sur la vulnérabilité des écosystèmes vis-à-vis d'une pollution radioactive (projet Sensib).

Il est important de souligner que la France est l'un des seuls pays au niveau mondial qui anime un observatoire de la radioactivité à l'état de traces dans les différents compartiments de la biosphère.

Références bibliographiques

Bouisset P., Barker E., Masson O., Gurriaran R., Cagnat X., Mekhlouche D., Aubry S., Hadjaj M. et Saey L. (2004). Concentration de ^{137}Cs et de ^{7}Be dans les aérosols en France de 1959 à 2002. *Radioprotection*, **39** (3) : 367-381.

UNSCEAR (2000). Sources and effects of ionizing radiation. *United Nations Scientific Committee on the Effects of radiation. UNSCEAR 2000 report to the general assembly, with Scientific Annexes*. Vol 1 : Sources, United Nations, New York.

APPENDICE 1

Quelques notions de base en biogéochimie

Il s'agit de notions classiques permettant de décrire l'état et la dynamique du fonctionnement d'un écosystème complexe ; celles-ci sont utilisées notamment lors de mise au point de modèles (*cf.* chapitre 9).

Les **compartiments** représentent des entités finies supposées de composition et de comportement homogène à une échelle fixée (aucune distribution n'est considérée dans un compartiment). Leur limite spatiale est définie et leur évolution temporelle peut être abordée par des mesures successives. Dans un écosystème forestier par exemple, les principaux compartiments sont la végétation et les sols. Ces derniers sont divisés en sous-compartiments qui permettent de préciser la description de l'objet étudié. Ainsi, pour la végétation chaque étage peut être séparé en partie pérenne et en partie non pérenne (feuilles par exemple). Pour le sol, on identifie en général des sous-compartiments solides organiques ou minéraux et des solutions libres ou liées.

Ces compartiments sont pour l'échelle écosystémique des **réservoirs**, mais ce vocabulaire n'est que peu employé pour les écosystèmes terrestres, car il est réservé en géochimie à des entités correspondant aux grands types de roches de l'écorce terrestre ou aux océans par exemple. Les échelles temporaires et spatiales n'ont rien à voir avec les écosystèmes dont il est question ici.

Ces compartiments échangent, entre eux et avec l'environnement, de la matière et de l'énergie par des **flux** de nature solide (exemple : transfert de particules lors de l'érosion), liquide (exemple : transfert d'éléments en solution provenant de l'atmosphère, transférés dans les sols puis vers les eaux de surface ou les nappes profondes), gazeux (transfert de CO_2 issu de la respiration des organismes ou de la minéralisation des matières organiques des sols) et enfin d'énergie.

L'intérêt de ces notions, dans le cadre de l'étude des biogéocycles et de leur modélisation, est de permettre la description (pour un élément donné) de la variation d'un compartiment par la somme algébrique des flux entrant et sortant de ce compartiment, pendant une durée fixée. Tous les flux ne sont pas mesurables, mais le système d'équations ainsi défini et le recours à certaines hypothèses simplificatrices, permettent d'estimer par le calcul certains flux inaccessibles à la mesure.

Le **temps de résidence** est le temps qu'un élément passe en moyenne dans un compartiment. Il dépend de la durée de renouvellement du compartiment et de la réactivité de l'élément dans l'environnement. Après un temps équivalent au temps de résidence, les entrées et les sorties d'un compartiment s'équilibrent.

APPENDICE 2

Liste des éléments chimiques

Liste des éléments chimiques

Ac	actinium	Er	erbium	Mo	molybdène	Ru	ruthénium
Ag	argent	Es	einsteinium	Mv	mendélévium	S	soufre
Al	aluminium	Eu	europium	N	azote	Sb	antimoine
Am	américium	F	fluor	Na	sodium	Sc	scandium
Ar	argon	Fe	fer	Nb	niobium	Se	sélénium
As	arsenic	Fm	fermium	Nd	neodymium	Si	silicium
At	astate	Fr	francium	Ne	néon	Sm	samarium
Au	or	Ga	gallium	Ni	nickel	Sn	étain
B	bore	Gd	gadolinium	No	nobélium	Sr	strontium
Ba	baryum	Ge	germanium	Np	neptunium	Ta	tantale
Be	béryllium	H	hydrogène	O	oxygène	Tb	terbium
Bi	bismuth	He	hélium	Os	osmium	Tc	technétium
Bk	berkélium	Hf	hafnium	P	phosphore	Te	tellure
Br	brome	Hg	mercure	Pa	protactinium	Th	thorium
C	carbone	Ho	holmium	Pb	plomb	Ti	titane
Ca	calcium	I	iode	Pd	palladium	Tl	thallium
Cd	cadmium	In	indium	Pm	prométhéum	Tm	thulium
Ce	cérium	Ir	iridium	Po	polonium	U	uranium
Cf	californium	K	potassium	Pr	praséodyme	V	vanadium
Cl	chlore	Kr	krypton	Pt	platine	W	tungstène
Cm	curium	La	lanthane	Pu	plutonium	Xe	xénon
Co	cobalt	Li	lithium	Ra	radium	Y	yttrium
Cr	chrome	Lr	lawrencium	Rb	rubidium	Yb	ytterbium
Cs	césium	Lu	lutétium	Re	rhénium	Zn	zinc
Cu	cuivre	Mg	magnésium	Rh	rhodium	Zr	zirconium
Dy	dysprosium	Mn	manganèse	Rn	radon		

APPENDICE 3

Tableau périodique des éléments chimiques

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
	s		d										p					
1	H 1																	He 2
2	Li 3	Be 4											B 5	C 6	N 7	O 8	F 9	Ne 10
3	Na 11	Mg 12											Al 13	Si 14	P 15	S 16	Cl 17	Ar 18
4	K 19	Ca 20	Sc 21	Ti 22	V 23	Cr 24	Mn 25	Fe 26	Co 27	Ni 28	Cu 29	Zn 30	Ga 31	Ge 32	As 33	Se 34	Br 35	Kr 36
5	Rb 37	Sr 38	Y 39	Zr 40	Nb 41	Mo 42	Tc 43	Ru 44	Rh 45	Pd 46	Ag 47	Cd 48	In 49	Sn 50	Sb 51	Te 52	I 53	Xe 54
6	Cs 55	Ba 56	La* 57	Hf 72	Ta 73	W 74	Re 75	Os 76	Ir 77	Pt 78	Au 79	Hg 80	Tl 81	Pb 82	Bi 83	Po 84	At 85	Rn 86
7	Fr 87	Ra 88	Ac** 89	Rf 104	Db 105	Sg 106	Bh 107	Hs 108	Mt 109	110	111	112	113	114	115			

** 5f	Th 90	Pa 91	U 92	Np 93	Pu 94	Am 95	Cm 96	Bk 97	Cf 98	Es 98	Fm 100	Md 101	No 102	Lr 103
* 4f	Ce 58	Pr 59	Nd 60	Pm 61	Sm 62	Eu 63	Gd 64	Tb 65	Dy 66	Ho 67	Er 68	Tm 69	Yb 70	Lu 71

En bleu, radioéléments naturels. En rouge radioéléments artificiels. En fond bleu, produits de fission dans le combustible nucléaire usé (ce sont des éléments stables ou radioactifs artificiels). En fond vert, actinides dans le combustible nucléaire usé. Il s'agit des éléments présents en quantités supérieures à 50 g/tonne dans un combustible UOX brûlé à 33 GWjour/tonne et contenant initialement 3,5 % d'uranium 235.

APPENDICE 4

Tableau des unités de mesures

Une unité de mesure M, précédée d'un des préfixes P, est égale à l'unité de mesure M multipliée par le facteur correspondant F(P).

P	Symboles	F(P)
milli	m	10^{-3}
micro	μ	10^{-6}
nano	n	10^{-9}
pico	p	10^{-12}
femto	f	10^{-15}
atto	a	10^{-18}
zepto	z	10^{-21}
yocto	y	10^{-24}
kilo	K	10^{3}
méga	M	10^{6}
giga	G	10^{9}
téra	T	10^{12}
peta	P	10^{15}
exa	E	10^{18}
zetta	Z	10^{21}
yotta	Y	10^{24}

Groupe de lecture critique

COMPOSITION DU GROUPE DE LECTURE CRITIQUE

Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe)

Jean-Marc MÉRILLOT	Chef du service Programme recherche

Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM)

Christian FOUILLAC	Directeur de recherche – Centre scientifique et technique

Commissariat à l'énergie atomique (CEA)

Jean-Claude DUPLESSY	Laboratoire des Sciences du climat et de l'environnement (UMR 1572)

Centre de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (Cemagref)

Philippe DUCHÈNE	Chef du département Milieux aquatiques

Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (Cirad)

Jean-Pierre BOUILLET	Chef de l'unité de recherche Fonctionnement et pilotage des écosystèmes de plantation

Centre national de la recherche scientifique (CNRS)

André MARIOTTI	Directeur scientifique adjoint – Insu/SDU

Institut français du pétrole (IFP)

Jacqueline LECOURTIER	Directrice scientifique

Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer)

Jean-Luc DÉVENON	Conseiller scientifique du Président

Institut national de la recherche agronomique (Inra)

Jérôme BALESDENT	Chef du département Environnement et agronomie

Institut de recherche pour le développement (IRD)

Roland POSS	Directeur de recherche – Unité de recherche Solutions – Montpellier

Institut de radioprotection et de sûreté nationale (IRSN)

Sabine CHARMASSON	IRSN– Direction de l'Environnement et de l'intervention (DEI) – Service d'Étude et de surveillance de la radioactivité dans l'environnement (SESURE) – Laboratoire d'Études radioécologiques en milieu continental et marin (LERCM) – La Seyne-sur-Mer

Musée national d'histoire naturelle (MNHN)

Bernard BODO	Département Régulation, développement et diversité moléculaire (UMR 5154)

Office national des forêts (ONF)

Luc CROISÉ	Direction technique – Département Recherche et développement

Scope France

Gilles PINAY	Directeur de recherche au CNRS – Département Fonctionnement des écosystèmes au Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive de Montpellier

Les membres du Groupe de lecture critique, désignés par le président ou le directeur général de leur établissement, ont examiné le texte du rapport puis, au cours d'une réunion qui s'est tenue à l'Académie des sciences le 10 mai 2006, ont entendu la présentation de M. Georges Pédro, animateur du groupe de travail, et se sont exprimés.

Ils ont formulé des remarques, dont certaines ont été intégrées, avec leur accord, dans le rapport ; cinq commentaires font l'objet de contributions signées des auteurs : elles sont présentées ci-après.

COMMENTAIRE DU CENTRE DE RECHERCHE POUR L'INGÉNIERIE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ENVIRONNEMENT (CEMAGREF)

Philippe Duchène

Chef du département Milieux aquatiques

L'approche biogéochimique analysée dans ce rapport vient bien compléter la revue des connaissances (et de leurs lacunes) entreprise dans cette collection de l'Académie des sciences pour permettre de mieux comprendre, donc de mieux décider dans le cadre d'une planète affectée de manière croissante par une population humaine en expansion avec un niveau de vie et de technologies aux effets croissants.

Même si, comme le souligne l'introduction, les contributions présentent une diversité de formes, le tableau ainsi brossé permet de mettre en exergue des priorités de recherche qui nous apparaissent pertinentes.

Parmi celles-ci, il nous apparaît que deux objets d'étude pourront s'avérer déterminants pour fonder une maîtrise de l'ampleur des impacts à très court terme (géologiquement parlant) et mieux comprendre voire prédéterminer les phénomènes de long terme. Nous sommes d'ailleurs heureux de constater la coïncidence avec les objets de la troisième partie de l'ouvrage « secteurs de recherche à développer ».

Il s'agit d'une part de l'activité des micro-organismes, maillon fondamental pour expliciter les flux d'éléments. Cet intérêt devient certain avec les évolutions techniques très rapides, les investigations génomiques de masse, et l'accès de plus en plus aisé (et d'un coût supportable) par les omiques et la biogéochimie isotopique à l'identification des fonctions métaboliques actives ou potentielles des micro-organismes de l'environnement même non cultivables.

D'autre part beaucoup reste à découvrir sur les formes, les rôles des matières organiques d'origine naturelle ou anthropique, la complexation ou la séquestration de métaux ou de toxiques organiques et les cinétiques correspondantes, aussi bien d'ailleurs dans les sols que dans les eaux.

COMMENTAIRE DU CENTRE DE COOPÉRATION INTERNATIONALE EN RECHERCHE AGRONOMIQUE POUR LE DÉVELOPPEMENT (CIRAD)

Jean-Pierre Bouillet

Chef de l'unité propre de recherche Fonctionnement et pilotage des écosystèmes de plantation

Le Cirad considère que la compréhension des cycles biogéochimiques est une des clés pour la mise au point de pratiques culturales permettant d'assurer une production soutenue et durable des écosystèmes, à même de satisfaire les besoins des populations du Sud tout en limitant les impacts négatifs sur l'environnement. Le Cirad a identifié ce domaine de recherche comme prioritaire et souligne l'intérêt stratégique que revêt donc à ses yeux ce document.

La structure du rapport, qui traite d'abord du comportement biogéochimique d'un certain nombre d'éléments pivots puis développe une approche par milieu, est particulièrement pertinente et sans doute la seule possible, pour traiter d'un sujet aussi vaste dans un format destiné en premier lieu aux décideurs.

Le Cirad est en accord avec le caractère prioritaire des recherches à mener sur la nature, le rôle et les fonctions de la matière organique – qui joue un rôle clé de la fertilité des sols en milieu tropical – en microbiologie des sols, indispensable pour caractériser la dynamique des principaux éléments minéraux dans le sol et sur la spéciation des éléments chimiques. La nécessité de développer différentes approches de modélisation en biogéochimie est mise en évidence avec justesse, ainsi que l'importance de la prise en compte de différentes échelles spatiotemporelles. Ce dernier point paraît particulièrement important pour passer de l'échelle locale où sont étudiés les processus, aux échelles supérieures, où se déclinent prioritairement les enjeux de développement (on peut ainsi citer l'exemple du passage de la parcelle au bassin versant ou à la région pour la quantification de la production des écosystèmes ou des impacts environnementaux des pratiques culturales).

D'autres domaines doivent rester prioritaires pour le Cirad comme la dynamique et les conséquences de l'acidification ou de la salinisation des sols sur les cycles biogéochimiques et la production des cultures.

Le Cirad est en plein accord avec le rapport qui met en avant la nécessité de développer une approche systémique et multidisciplinaire pour étudier les cycles biogéochimiques. Mais il lui paraît alors dommage que le document ne souligne pas assez l'intérêt majeur de conduire des recherches communes sur les processus du fonctionnement hydrique, carboné et minéral des écosystèmes, et sur les interactions entre ces processus. Le Cirad regrette ainsi la faible part accordée au rôle de la plante dans les cycles biogéochimiques – à l'exception notable du chapitre sur les écosystèmes forestiers – malgré son rôle essentiel dans le cycle biologique *via* les transferts sol ↔ plante des éléments, mais également dans le contrôle des populations de micro-organismes et des propriétés physicochimiques des sols.

Le Cirad soutient les conclusions du rapport sur la nécessité de données spécifiques sur le long terme *via* l'existence d'observatoires permanents et l'organisation de réseaux d'observation. C'est dans cette logique que le Cirad a mis en place un certain nombre de dispositifs d'étude des cycles biogéochimiques sur les écosystèmes de plantation tropicaux et est intégré à l'ORE F-ORE-T. Cependant la pérennité de ces observatoires et réseaux ne peut être assurée que si des moyens fléchés sont consacrés sur la durée aux institutions en charge de leur conduite.

Enfin le Cirad regrette la trop faible place consacrée à l'utilisation des résultats des recherches pour la mise au point d'outils de gestion durable des écosystèmes (indicateurs. . .) ainsi qu'aux voies à privilégier et aux moyens à mettre en œuvre pour l'appropriation de ces outils par les acteurs. Plus généralement, il aurait été intéressant que le transfert des connaissances au développement fasse l'objet de recommandations dans le chapitre final du rapport, en particulier en mettant en avant la nécessité d'une meilleure interaction avec les sciences sociales.

COMMENTAIRES DE L'INSTITUT FRANÇAIS DU PÉTROLE (IFP)

Jacqueline Lecourtier

Directrice scientifique

Le rapport de l'Académie des sciences concernant les cycles biogéochimiques aborde un sujet majeur quant à la connaissance de la dynamique de notre environnement et de ses implications sociétales.

Comprendre le fonctionnement des cycles des différents éléments dans la nature est une condition *sine qua non* pour une gestion raisonnée des ressources de notre planète dans une optique de développement durable. De ce point de vue, optimiser l'utilisation des « biens et services écosystémiques », s'inspirer des processus naturels de régulation des écosystèmes pour restaurer les environnements perturbés, et cela à toutes les échelles d'espace, sont des enjeux cruciaux.

Ce texte fournit des éléments d'information permettant à la fois :

- d'appréhender la notion de cycle biogéochimique et les approches scientifiques mises en œuvre pour les étudier ;
- d'évaluer le niveau de nos connaissances dans ce domaine ;
- de recommander des orientations techniques bien ciblées.

L'organisation de ce document, qui ne prétend pas être exhaustif, est au premier abord un peu déconcertante car il ne répond pas à une logique didactique. Cependant, l'approche choisie est très riche puisqu'elle permet d'une part de faire ressortir les grandes démarches d'étude des cycles (première et deuxième partie) : analyse par éléments (au travers de différents milieux) et analyse par milieux (avec prise en compte de différents éléments), d'autre part de mettre en relief les pistes de progrès, tant en termes d'objets ou de processus (microorganismes, rôle de la matière organique aux interfaces biosphère/géosphère, spéciation des éléments. . .), qu'en termes de moyens (modélisation, réseaux d'observatoires. . .).

Cette approche a également le mérite de souligner le caractère extrêmement complexe de ce champ d'étude en raison la forte interconnectivité de l'ensemble des cycles biogéochimiques à toutes les échelles de temps et d'espace, excluant de fait les simples raisonnement de « causes à effets ». Il apparaît clairement à la lecture de document que seul un cadre de pensée « systémique » est à même de fournir une plate-forme de travail pluridisciplinaire où modélisation (conceptuelle et numérique), observation et acquisition de données pertinentes doivent s'associer pour contribuer à une véritable vision intégrée. Cette proche « systémique » permettra notamment une interaction réelle des différents acteurs scientifiques et techniques au travers d'un langage commun, d'une mise en réseaux de données cohérentes entre elles, de mise en œuvre de tests numériques, aussi complets et réalistes que possible, et de propositions de prédictions quant au devenir des écosystèmes en réponse aux changements naturels ainsi qu'aux sollicitations et aux pressions anthropiques.

De plus, ce rapport fait apparaître plusieurs orientations lourdes quant aux stratégies de recherche à mettre en place pour véritablement maîtriser ces cycles biogéochimiques et leurs conséquences sur notre environnement et notre économie :

- développer l'interface entre la chimie, la physicochimie, la géologie et les sciences du vivant ;
- mettre en place (ou réorganiser) des observatoires, tout en se donnant les moyens d'un véritable suivi long terme et d'une mise à disposition large des données accumulées (information et accessibilité) ;
- améliorer l'acquisition de données de terrain tant du point quantitatif que qualitatif que du point de vue de la compatibilité interdisciplinaire ;
- rationaliser et optimiser les méthodes d'acquisition de données adaptées à chaque type de problème (par exemple, plans d'expérience) ;
- développer de nouveaux types de capteurs pour élargir le champ des paramètres mesurables ;
- mettre au point des méthodes de gestion des grands volumes de données et constituer des bases de données « intelligentes » ;
- poursuivre le développement de techniques analytiques à haute performance telles que l'ICP/MS ;
- améliorer la modélisation des processus et en particulier, intégrer les progrès récents qui ont été réalisés dans le domaine de la simulation des processus à l'œuvre dans les bassins sédimentaires (systèmes pétroliers, hydrogéologie. . .), ainsi que dans la description des réservoirs pétroliers et notamment, les changements d'échelle et la gestion des incertitudes *via* de nouveaux outils mathématiques et statistiques.

Le cycle biogéochimique du carbone est un sujet au centre des préoccupations de l'IFP, la maîtrise des concentrations en CO_2 dans l'atmosphère constituant, pour le futur, un objectif essentiel à atteindre pour continuer à utiliser les énergies fossiles. Mieux connaître le fonctionnement de ce cycle, et ses interactions avec les autres cycles biogéochimiques, s'inspirer de ces processus pour définir des stratégies de gestion de ce problème majeur pour notre société industrielle est un enjeu primordial.

COMMENTAIRE DE L'INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE (INRA)

Jérôme Balesdent

Chef du département Environnement et agronomie

Ce rapport pose utilement dans un même ouvrage les bases du fonctionnement passé et présent des cycles biogéochimiques dans plusieurs de leurs aspects. Les conclusions et recommandations sont appréciées, ainsi que l'affirmation de la pertinence de la réflexion thématique. On tire de ce rapport quelques orientations, parfois complémentaires, pour les priorités de recherche et d'acquisition de connaissances.

Parallèlement au changement climatique et au changement de la chimie atmosphérique, le XXIe siècle sera inévitablement marqué par un impact sans précédent des activités agricoles et sylvicoles, alimentaires et non alimentaires, sur les cycles de C, N, P, S, Si, Al, Fe, Ca, Na, pour ne citer que les principaux, sur la répartition de l'eau, de l'alcalinité, des potentiels d'oxydoréductions, sur les spéciations minérales et organiques des surfaces continentales. Les voies peuvent être très directes, comme la manipulation intentionnelle des flux, jusqu'à très indirectes *via* les impacts écotoxicologiques par exemple. Les impacts potentiels seront multi-échelles, touchant les sites même de l'usage des terres et de la biosphère, leurs interfaces avec les autres milieux, l'océan et l'atmosphère. Les risques de changements irréversibles ou très lentement réversibles, parfois abrupts, comme la dégradation physique des milieux, le changement de spéciation des éléments majeurs des sols, l'érosion, la salinisation, la perte de biodiversité fonctionnelle doivent recevoir une attention prioritaire. Par l'adaptation et le choix de ses systèmes de culture et de production, l'humanité a le potentiel de réduire, de mitiger ou d'aggraver les conséquences des modifications des cycles, qui touchent *in fine* les services écosystémiques. Aux côtés de la surveillance des dérives des cycles, de la veille des évolutions biogéochimiques émergentes, de l'élaboration de méthodologies appropriées, la connaissance scientifique et la recherche doivent répondre à des objectifs urgents, plus ou moins évoqués de façon transversale dans différents chapitres du rapport. Parmi ceux-ci on peut compter la prise en compte explicite des systèmes de production et des systèmes de culture dans les représentations de la biosphère continentale, de son fonctionnement biogéochimique et des cycles globaux, la représentation

fine du fonctionnement et de l'évolution des sols au-delà des cycles du carbone, de l'azote et de l'eau, la mise au point de systèmes innovants de culture et de production durables, la mise au point de nouveaux services environnementaux par l'agriculture, la compréhension du fonctionnement et l'éclairage des acteurs et des porteurs d'enjeux politiques, sociaux et économiques impliqués, la formation et la prévention. Ces objectifs sont actuellement centraux à l'Inra, et sont en plein ceux de plusieurs de ses départements et de plusieurs de ses axes stratégiques. Plusieurs unités propres expérimentales ou de service spécialisées contribuent à la mission nationale d'observation. Les approches, menées en collaboration avec les autres organismes, relèvent typiquement de « la démarche systémique à caractère multidisciplinaire » qu'il est nécessaire de renforcer.

Au plan de l'avancement du front des connaissances, l'évolution conjointe des sciences de la vie, de l'écologie et de la géochimie permet d'envisager des avancées prometteuses à l'interface de ces disciplines sur de nombreux aspects des cycles biogéochimiques. Les progrès de l'analyse moléculaire des communautés microbiennes et de leurs activités, couplées ou non aux traçages isotopiques, permettent enfin d'envisager très concrètement la mise en correspondance des biotransformations géochimiques avec leurs acteurs microbiens. On perçoit également le potentiel des sorties de la biologie moléculaire végétale, pour une meilleure compréhension ou maîtrise des transferts et transformations des éléments minéraux et organiques. Réciproquement, les hétérogénéités spatiales et temporelles, périodiques ou non, du fonctionnement géochimique des milieux apparaissent à toutes les échelles comme un élément fort et sous-estimé de structuration des communautés et de la biodiversité.

COMMENTAIRE DE SCOPE FRANCE (SCIENTIFIC COMMITTEE ON PROBLEMS OF THE ENVIRONMENT)

Gilles Pinay

Directeur de recherche au CNRS

Le sujet de ce rapport est tout à fait d'actualité, tant du point de vue des découvertes scientifiques majeures qui ont eu lieu ces dernières années dans ce domaine, que du point de vue de l'application de ces recherches dans les différents domaines de l'environnement. En effet, les récentes avancées dans la compréhension des grands cycles et des couplages entre ces cycles ont apporté des éclairages nouveaux sur les mécanismes de régulation de ces cycles, et par là même, sur la prédiction de leur dysfonctionnement. Les études de ces couplages entre cycles en relation avec le cycle de l'eau permettent maintenant de mieux appréhender les conséquences des changements globaux, qu'ils soient anthropiques ou naturels, sur le recyclage et la disponibilité des éléments dans la biosphère.

Dans ce contexte, l'exercice auquel se sont prêtés les auteurs est donc tout à fait louable et pertinent. Cependant, je dois avouer que la lecture de ce rapport m'a laissé un peu perplexe pour les raisons suivantes :

- le chapitre introductif explique pourquoi la biogéochimie est importante mais ne donne pas clairement les objectifs de ce rapport et ne permet pas de savoir à qui il est adressé et pour quoi faire ;

- la première partie du rapport traite des éléments séparément. Ce parti pris peut se défendre mais en l'occurrence, il reste très conventionnel et très général. La plupart des chapitres qui le composent donnent une faible part à la partie biologique et le rôle de l'eau en tant que variable de forçage, catalyseur de réaction ou vecteur de transport n'est que rarement évoqué. Les conséquences sur ces grands cycles des grands enjeux environnementaux, tels que l'augmentation de la concentration en gaz à effet de serre ou les diverses manifestations des changements anthropiques ne sont pratiquement pas considérées ;

– la lecture de la deuxième partie qui présente une approche par milieu est elle aussi très descriptive, ce qui n'est pas une critique en soi. Cependant on aurait pu s'attendre à trouver des raisons pour lesquelles l'étude de ces écosystèmes particuliers est pertinente ; en quoi ils permettent de mieux répondre aux grandes questions biogéochimiques du moment et comment on peut utiliser les résultats de ces études de milieux particuliers dans d'autres contextes ;

– la troisième partie prospective propose un certain nombre de pistes de recherches dans la continuité de ce qui est déjà réalisé, sans que celles-ci soient hiérarchisées. Encore une fois, les grands enjeux actuels, tant théoriques qu'appliqués dans ce domaine ne sont pas clairement évoqués. Cette partie manque du souffle et d'une vision pour l'avenir qui puisse faire de ce rapport une base de réflexion stratégique dans le domaine de la biogéochimie. C'est dommage.

En conclusion, j'avoue que je suis assez déçu par ce rapport ; peut-être parce que comme les auteurs, j'en attendais trop, faute d'avoir eu une claire définition des objectifs de cette analyse critique.

Présentation à l'Académie des sciences

par Bernard Tissot

Membre de l'Académie des sciences

– 3 avril 2007 –

La biogéochimie est une discipline jeune : moins de cinquante ans si l'on fait abstraction des travaux précurseurs de Vernadsky dans les années 1920.

L'introduction du rapport présente clairement les domaines qui vont être visités : la biosphère terrestre, les systèmes écologiques et les sols. Le travail final a été concentré sur les écosystèmes continentaux pour contribuer à interpréter les changements climatiques et pour l'élimination des rejets de l'activité humaine, qu'il s'agisse de gaz carbonique ou de métaux lourds.

Mais il ne s'agit pas seulement de limiter les dommages apportés par l'homme à son environnement. Il s'agit aussi de nourrir à court terme (quelques décennies) une population qui atteindra neuf milliards d'habitants au milieu du siècle. On est ainsi sur le terrain des problèmes majeurs d'environnement et sur des problèmes de société.

Les auteurs ont certainement eu raison de changer le titre en précisant « cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux ». En effet, les phases océanique et atmosphérique des cycles biogéochimiques sont peu présentes. Mais il est toujours préférable de remplir pleinement l'objectif qu'on s'est assigné plutôt que de l'étendre sur des domaines incomplètement couverts.

Avant d'aborder les cycles des éléments, le rapport présente clairement les cycles biogéochimiques naturels et ceux qui sont perturbés par les activités humaines ; les interactions entre les cycles pourraient de la même façon faire l'objet d'un texte spécifique.

L'approche par élément débute par le carbone qui intéresse l'ensemble du monde vivant, tant dans sa marche naturelle que dans beaucoup de perturbations dues à l'homme. La matière organique joue un rôle central dans l'évolution du vivant et la fertilité des sols. Le rôle considérable de la pompe biologique (phyto-, zooplancton, pelotes fécales), aboutissant à un enrichissement de 10 % de la teneur en CO_2 des eaux profondes, et celui du vent sur les échanges atmosphère/océan apparaîtraient bien sûr plus clairement si les bassins océaniques étaient inclus dans ce chapitre.

Les échelles de temps sont bien mises en évidence :

- quelques années (dominées par les processus de phytosynthèse, respiration et décomposition de la matière organique, mais aussi les échanges océan/atmosphère, et maintenant les émissions anthropiques ;
- le long terme (milliers à centaines de milliers d'années) dominé par les échanges océan/atmosphère et ceux entre l'océan profond et l'océan superficiel ;

– le très long terme où l'altération chimique et la séquestration dans le calcaire sont prédominantes.

Le paragraphe sur l'histoire géologique du CO_2 et le rôle de l'évolution biologique (plantes vasculaires au Dévonien, colonisation des continents par les Angiospermes au Crétacé) est important. L'apparition du nanoplancton calcaire au Lias, puis celle du plancton calcaire au Crétacé mériteraient d'être également replacées dans le cadre général du cycle du carbone.

Dans l'autre sens, des épisodes brefs (centaines de milliers d'années) d'émission brutale de CO_2 comme ceux liés aux épanchements de basalte du Deccan à la limite Crétacé-Tertiaire ont peut-être permis une augmentation importante du CO_2 atmosphérique (avec une augmentation de la température globale de plusieurs degrés suivie d'une résorption rapide par altération des roches et précipitation des carbonates.

Bien sûr, les seules observations pour lesquelles nous possédons des mesures détaillées (carottes de glace d'âge quaternaire) ne sont pas dues à la biogéochimie, mais les mécanismes astronomiques proposés par Milankovitch et modélisés par André Berger à Louvain expliquent les spectaculaires variations observées depuis plus d'un siècle sur les glaciers quaternaires et actuels. C'est seulement depuis 25 ou 30 ans que la biogéochimie reprend une importance majeure, comme au Dévonien ou au Crétacé, mais cette fois le terme « bio », c'est l'homme.

Le privilège du lecteur, comme celui du metteur en scène de cinéma, est de passer d'une scène qui l'a passionné à une autre où il espère trouver les raisons profondes du comportement des personnages. En ce sens, le chapitre sur les écosystèmes océaniques est clair et complet. Bien sûr, la géochimie et les marqueurs organiques sont des sources d'informations privilégiées. On sait ainsi que, loin des côtes, l'atmosphère est la voie principale de transfert de matière organique continentale et que cette dernière est généralement, en plein milieu de l'Atlantique ou du Pacifique, la matière organique prépondérante.

L'étude des cycles de l'azote, du fer, du phosphore et du silicium est nécessaire pour mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes marins, même si de nombreux travaux ont déjà été faits. La fixation de l'azote moléculaire par les bactéries marines est un aspect important du cycle de cet élément. Une meilleure connaissance de ces divers cycles permettrait peut-être d'encourager ou de dissuader les apprentis sorciers qui veulent « stimuler la photosynthèse » par des ajouts dont le destin est bien incertain.

Un troisième site où nous retrouvons la biogéochimie comme élément primordial est constitué par les sols continentaux ou marins, qui contiennent des matières organiques, sièges à la fois d'une activité chimique et biochimique, qui va s'exercer sur la matière organique.

Deux mécanismes principaux, que nous commençons à comprendre, y jouent un rôle dont nous n'avions pas conscience il y 15 ou 20 ans. Tous savaient qu'il y a dans les sols une activité microbiologique importante, mais beaucoup pensaient qu'elle restait voisine de la surface. Les géochimistes trouvaient bien ici ou là des témoins de biodégradation probablement bactérienne des pétroles jusqu'à une ou plusieurs centaines de mètres de profondeur, mais restaient prudents sur les conditions de cette dégradation.

Le prélèvement d'une carotte sur un chantier de forage pétrolier n'est pas une opération chirurgicale et la suspicion de pollution par les outils ou les boues, régnait. Les carottages du projet « International Ocean Drilling Program » ont permis de recueillir jusqu'à près de 1 000 m des écosystèmes avec un nombre de cellules bactériennes de 10^5 à 10^6 cellules/cm^3. La majorité des représentants sont inconnus dans d'autres écosystèmes.

Un calcul sommaire portant sur 5×10^{25} cm^3 de sédiment évalue le nombre possible de cellules bactériennes dans ce type d'écosystème à 10^{30}, soit 90 % de la biomasse bactérienne sur Terre.

Tout récemment (juin 2006) une équipe de Strasbourg, menée par P. Albrecht a permis d'éclairer le processus de transformation et de préservation de la matière organique par réduction non biologique avec H_2S principalement dans les sédiments jeunes, permettant à cette matière organique d'échapper à la destruction pour être « mise en réserve ». C'est ainsi que les « roches mères » gardent leur matière organique, celle qui plus tard, sous l'influence de la température, produira du pétrole et du gaz, selon des mécanismes déjà élucidés.

Cette découverte sur la préservation de la matière organique a été saluée dans *Science* comme une contribution exceptionnelle à la connaissance du cycle du carbone dans la nature.

Les écosystèmes forestiers constituent le second stock de matière organique, bien après l'océan. C'est cependant l'un des puits capables de résorber nos excès d'émissions carbonées.

L'état de l'art forestier repose sur une optimisation de la production de biomasse, malgré des stocks relativement faibles, et grâce à un recyclage performant. La quantification globale de l'énergie, de l'eau et des éléments mis en jeu est relativement précise, et acquise par une longue expérience. Les points de

recherche à développer pour optimiser le fonctionnement des écosystèmes sont nombreux et présentés dans un encadré où il faudrait peut-être faire ressortir la nature et l'importance des micro-organismes (bactéries et champignons) qui dégradent un tronc d'arbre en quelques dizaines d'années.

Le chapitre consacré aux milieux à « pression anthropique accentuée » pose le problème des effluents d'élevage qui ont été longtemps les seuls engrais organiques utilisés, avec succès d'ailleurs, mais représentent maintenant une pression trop forte sur l'environnement. C'est ainsi que l'élevage porcin dans le Grand Ouest rend improbable la fourniture d'eau dans certains villages compte tenu de la teneur en nitrates recommandée par les normes européennes. C'est là tout le problème d'un élevage intensifié et concentré. Astérix et ses amis, malgré leur amour pour les banquets, n'élevaient pas 10 millions de porcs dans leur arrière-pays, pas plus que les Gaulois n'élevaient 340 millions d'animaux pour le lait, la viande et les œufs. L'influence de cette situation se manifeste surtout sur l'eau et le sol.

L'épandage des matières organiques, outre la pollution de l'air, participe surtout à la pollution de l'eau par ruissellement ou lixiviation, et à celle des sols : apport excessif d'éléments nutritifs, piégeage d'autres éléments chimiques, en particulier les métaux lourds (la matière organique, les acides humiques sont d'excellents pièges pour les métaux lourds).

Je n'ai pas commenté individuellement tous les chapitres, mais je tiens à exprimer mon appréciation devant l'ensemble du travail remarquable effectué, et en complimenter tous les auteurs et tout particulièrement notre confrère Georges Pédro qui su animer et coordonner ce travail. Je voudrais maintenant présenter quelques remarques sur l'avenir de ce document.

La lecture de ce rapport, qui contient beaucoup d'information, de réflexion et de propositions de recherche, nous amène à recouper les préoccupations majeures des prochaines décennies, pour l'humanité :

- les liens avec le changement climatique et ses conséquences ;
- la nécessité de nourrir neuf milliards d'habitants au milieu du siècle ;
- la possibilité d'assurer à cette population un mode de vie soutenable, face à une pression anthropique croissante sur notre environnement.

Il s'agit là de messages qui sont peut-être rebattus, mais essentiels pour l'avenir de l'humanité.

La première question est alors : à qui est destiné ce rapport ? L'ensemble est de qualité et mérite certainement une publication par notre Académie, suivie peut-être d'un autre rapport sur les écosystèmes océaniques.

La seconde question est pour quoi faire ? Quel message ?

Parmi les points majeurs : le rôle-clé de micro-organismes, où il reste tant à faire ; les observations réalisables, aujourd'hui ou demain, par satellites ; le cas des déforestations (quelle qu'en soit la motivation, agricole ou industrielle) : faut-il multiplier les « observatoires » ? Le CNRS a créé un laboratoire de pédologie biologique (il y a 20 ans) et fait preuve de clairvoyance. Voulons-nous faire de l'expérimentation ou en fait des observations ?

La troisième question est pour nous-mêmes : l'enseignement est-il adapté à former les chercheurs susceptibles d'aborder les nombreux problèmes apparus récemment ? Nous avions déjà des géochimistes qui n'étaient ni de purs géologues, ni de purs chimistes ! Saurons-nous former des biogéochimistes, de jeunes scientifiques aptes à comprendre les problèmes liés aux cycles biogéochimiques globaux ?

En conclusion, je recommande à l'Académie d'adopter ce rapport et de lui donner une large diffusion, y compris par les techniques de très large communication.