

BIOindicateurs

pour la caractérisation des sols

JOURNÉE TECHNIQUE NATIONALE - Paris 7^e

16 octobre 2012



RECUEIL DES INTERVENTIONS

Crédits illustration de couverture : A4 Editions, Angers (49)

**Nous remercions vivement les intervenants
pour leur aide à la préparation de ce recueil.**

**© ADEME Editions, Angers 2011
Référence ADEME 7606
ISBN 978 - 2-35838 - 307-3**

Achévé d'imprimer Par Hexa Repro, Trélazé (49), en octobre 2012

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (Art L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (Art L 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

BIOindicateurs

pour la caractérisation des sols

JOURNÉE TECHNIQUE NATIONALE - Paris 7^e

16 octobre 2012



Sommaire

Programme de la journée technique 'Bioindicateurs'

Contributions écrites des intervenants

Fiches Sites

Fiches Projets



BIOindicateurs

pour la caractérisation des sols

16 octobre 2012, Maison de la Chimie, Paris 7^e

PROGRAMME

Journée animée par Valéry DUBOIS, journaliste

MATIN

10 h 00 **Ouverture de la journée**
Isabelle FEIX, Expert national Sols, ADEME

Utilisation des bioindicateurs dans les domaines eau, air, sols

10 h 15 **Des invertébrés pour la bioindication de la qualité des cours d'eau : bilan et perspectives**
Thierry CAQUET, Directeur de recherche, INRA

Des bioindicateurs pour la biosurveillance de la qualité de l'air
Damien CUNY, Professeur, Faculté de Pharmacie de Lille

Quels bioindicateurs pour une gestion durable des sols ?
Eric BLANCHART, Directeur de recherche, Institut de Recherche pour le Développement, Montpellier

Vos questions

Le programme de recherche ADEME 'Bioindicateurs de l'état biologique des sols'

11 h 15 **Ses objectifs et sa mise en oeuvre**
Antonio BISPO, Coordinateur de secteurs, Service agriculture et forêts, ADEME
Guénola PERES, Ingénieur de recherche, Université de Rennes

Gestion et traitement des données du programme
Laurence ROUGÉ, Ingénieur, Université de Rennes
Salima TAIBI, Enseignant chercheur, ESITPA

Vos questions

12 h 30– **Fin de la matinée - Déjeuner**

APRES-MIDI

Les bioindicateurs pour la gestion durable des sols agricoles et forestiers

- 14 h 00 **Quels bioindicateurs, pour quels besoins, en sites agricoles et forestiers ?**
Antonio BISPO, ADEME
- 14 h 10 **Evaluation de la gestion du statut organique d'un sol**
■ **Les besoins de la profession agricole**
Benjamin BALLOY, Chargé de mission qualité des sols, gestion des déchets et relance agronomique, APCA
■ **Résultats sur sites ateliers**
Isabelle GATTIN, Enseignant chercheur, ESITPA
- 14 h 40 **Evaluation de systèmes de culture**
■ **Les besoins d'un institut technique**
François LAURENT, Chef du service agronomie, économie, environnement, ARVALIS Institut du Végétal
■ **Résultats sur sites ateliers**
Mickaël HEDDE, Chargé de recherche, INRA

Les bioindicateurs pour la gestion des sites contaminés

- 15 h 10 **Quels bioindicateurs, pour quels besoins en sites contaminés ?**
Cécile GRAND, Chef de projet, Service friches urbaines et sites pollués, ADEME
Evaluation des risques de transfert dans les chaînes trophiques terrestres (biodisponibilité, bioaccumulation, biomarqueurs)
■ **Les besoins d'un bureau d'études**
Muriel ISMERT, Consultante, URS France
■ **Résultats sur sites ateliers**
Annette de VAUFLEURY, Enseignant chercheur, Université de Franche-Comté
- 15 h 40 **Evaluation du potentiel biologique d'un sol (biodiversité structurelle et fonctionnelle)**
■ **Les besoins d'un industriel**
Michel MORI, Directeur adjoint pilotage de la performance opérationnelle et environnementale, VÉOLIA Environnement
■ **Résultats sur sites ateliers**
Jennifer HARRIS-HELLAL, Chercheur en microbiologie, BRGM
- 16 h 20 **Pause**

Bioindicateurs : quelle appropriation ? Quelle utilisation ?

- 16 h 40 **Table ronde avec la participation de +**
- Olivier ATTÉIA, Directeur scientifique, Fondation INNOVASOL
- Xavier MARIÉ, Dirigeant, Sol Paysage
- Luc MAUCHAMP, Chef de projet 'observatoire national de la biodiversité', Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie
- Najat NASSR, Ingénieur de recherche, CRITT RITTMO Agroenvironnement
- Pascal PANDARD, INERIS, Président de la commission T95E écotoxicologie de l'AFNOR
- Rosine TRAVERS, Chef du bureau des sols et de l'eau, Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt
- Matthieu VALÉ, Responsable agronomique, Groupe SAS Laboratoire
- 17 h 20 **Témoignages de start-up**
Cécile VILLENAVE, Responsable scientifique, ELISOL Environnement
Marina LE GUÉDARD, Ingénieur de recherche, LEB Aquitaine Transfert
- 17 h 50 **Conclusions et clôture**
Jérôme MOUSSET, Chef du Service agriculture et forêts, ADEME
- 18 h 00 **Fin de la journée – Session posters et collation**

BIOindicateurs

pour la caractérisation des sols

JOURNÉE TECHNIQUE NATIONALE - Paris 7^e
16 octobre 2012

CONTRIBUTIONS ÉCRITES



OUVERTURE DES JOURNÉES

Pourquoi un programme ADEME sur la bioindication des sols ?

Isabelle FEIX¹, Antonio BISPO², Cécile GRAND³, Laurence GALSOMIÈS⁴

ADEME

¹Direction Productions et Energies Durables (DPED)- isabelle.feix@ademe.fr

²Service Agriculture et Forêt (SAF) – antonio.bispo@ademe.fr

³Service Friches Urbaines et Sites Pollués (SFUSP) – cecile.grand@ademe.fr
20, avenue du Grésillé – BP 90406 – 49004 Angers Cedex 01

⁴Service Évaluation de la Qualité de l'Air (SEQA) - laurence.galsomies@ademe.fr
27 rue Louis Vicat - 75737 Paris Cedex 15

1. Introduction

Le sol est une ressource essentielle pour les sociétés humaines et les écosystèmes. Néanmoins, il n'est pas une ressource renouvelable à l'échelle de temps humaine et il est soumis à des pressions (ex : production agricole et forestière, étalement urbain et industriel, développement des réseaux de transport...) et à des dégradations (ex : érosion, contaminations ponctuelles et diffuses d'origine atmosphériques, tassement, perte de biodiversité et de matière organique) de plus en plus importantes. Il est désormais nécessaire d'en assurer la protection afin de permettre le développement durable des sociétés.

2. Les rôles de l'ADEME

L'ADEME a la charge de mener des actions pour la protection des sols et la remise en état des sites pollués. Ces actions recouvrent à la fois la prévention de la pollution des sols liée à des pratiques agricoles ou aux retombées atmosphériques ainsi que la mise en sécurité et la réhabilitation des sites et sols pollués généralement par les activités industrielles. Sur ce thème de la contamination des sols, les travaux conduits à l'ADEME visent principalement à évaluer l'extension de la contamination et son origine, et à quantifier les impacts sanitaires et environnementaux et la mise au point et l'évaluation de techniques de remédiation des sites pollués.

Concernant la gestion durable des sols agricoles et forestiers, l'ADEME conduit des actions sur la surveillance de la qualité des sols¹ (Arrouays et al., 2003) et sur la réhabilitation des sols contaminés mais également sur la dynamique du carbone et de l'azote dans les sols, en lien avec le changement climatique (les activités biologiques des sols sont responsables des émissions de gaz à effet serre).

Pour mettre en place, suivre et assurer ses actions de protection et plus largement de gestion ou de réhabilitation, l'ADEME doit s'appuyer sur des indicateurs qui permettent d'identifier et de quantifier l'activité biologique des sols mais également les perturbations ou les transformations qui impactent les écosystèmes. Les indicateurs classiquement utilisés reposent essentiellement sur des propriétés physiques et chimiques du sol alors que les paramètres biologiques sont connus pour intégrer l'ensemble des stress environnementaux (pollution chimique, état physique du sol, variations climatiques, modifications biologiques...), renseignant ainsi sur l'état global du sol.

L'intérêt croissant (Jeffery et al., 2010 ; Eglin et al., 2010, Gardi et al., 2009) porté à la composante biologique des sols est légitime car celle-ci est notamment responsable de l'état d'un sol en agissant sur (Lavelle et Spain, 2001 ; Lavelle et al., 2006):

- la formation et l'entretien de la structure des sols (et donc indirectement, sur la rétention en eau, le tassement, l'érosion...),
- la décomposition, la transformation et le transport de la matière organique,
- le déroulement des cycles biogéochimiques (notamment des éléments nutritifs),
- le devenir des polluants organiques et métalliques du sol (fonction de filtre et de réacteur biologique) et le transfert de ces polluants dans les chaînes trophiques terrestres et aquatiques,
- le fonctionnement plus global des écosystèmes terrestres (ex : symbioses racinaires),
- l'émission/séquestration de gaz à effet de serre (N₂O, CO₂, CH₄).

¹ en lien avec le Gis Sol, www.gissol.fr

Ces fonctions, connues depuis longtemps, sont réalisées par une multitude d'organismes vivants interdépendants : une perturbation à un niveau pouvant dès lors engendrer des dommages à d'autres niveaux. Paradoxalement et bien que leurs rôles soient reconnus, l'identification et la mesure de ces fonctions ne sont que très peu étudiées. Ce constat a été également fait par la Commission Européenne puisque dans la stratégie thématique pour la protection des sols (CE, 2006), l'importance d'un sol comme habitat et réserve de la biodiversité y est clairement identifiée mais sans qu'aucune mesure n'ait été pourtant être demandée aux Etats Membres compte tenu du relatif manque d'indicateurs et de travaux de recherche sur le sujet.

3. Bioindicateurs et biomarqueurs

De nombreuses définitions existent pour caractériser les bioindicateurs et les biomarqueurs (Pankhurst et al, 1997 ; Garrec et van Haluwyn, 2002 ; Markert et al., 2003). Ces définitions peuvent apparaître quelques fois confuses, ayant tendance à se recouper, car notamment la notion de bioindicateur est antérieure à celle de biomarqueur.

Un bioindicateur peut se définir comme : « un organisme ou un ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées » (Blandin, 1986).

Un biomarqueur peut alors se définir comme « toute réponse biologique à un produit environnemental constatée à un niveau inférieur à celui de l'individu ». C'est par exemple une réponse biologique à un élément chimique (pesticides, HAP, métal...) qui induit un stress et qui permet de montrer une exposition à une substance toxique (Weeks, 1995). Cette réponse doit être mesurée dans un organisme ou dans ses produits et indiquer un changement par rapport à l'état normal et ne peut être détectée chez un organisme « sain » (vanGestel & vanBrummelen, 1996). Un biomarqueur représente donc une signature biologique de l'impact ou de l'exposition à une substance chimique.

Dans le cadre de ce programme, un bioindicateur est défini comme un organisme (ou une partie d'un organisme ou une communauté d'organismes) qui renseigne sur l'état et le fonctionnement d'un écosystème. Parmi les bioindicateurs, deux catégories sont distinguées (figure 1) :

- bioindicateur d'accumulation : organisme (ou partie d'un organisme ou communauté d'organismes) qui accumule une ou plusieurs substances issues de son environnement, permettant ainsi d'évaluer son exposition.
- bioindicateur d'effet ou d'impact : organisme (ou partie d'un organisme ou communauté d'organismes) qui permet de révéler des effets spécifiques ou non lors de l'exposition à une ou plusieurs substances issues de son environnement (issues d'épandages de déchets, des pratiques agricoles, de dépôts atmosphériques ou bien de contaminations industrielles) ou à d'autres stress anthropiques ou naturels (ex : tassement, changement d'usage, statut de la matière organique). Ces effets, proportionnels ou non à l'exposition, incluent des modifications morphologiques, histologiques ou cellulaires, métaboliques, de comportement ou de structure de populations.

Certains indicateurs sont mieux adaptés que d'autres pour mettre en évidence des changements à long terme des écosystèmes (les modifications et les adaptations de communautés peuvent parfois être très longues à se produire et se stabiliser). Au contraire, d'autres indicateurs biologiques telles que des modifications cellulaires ou métaboliques, permettent de détecter des effets précoces qui peuvent par la suite se transformer en atteintes irréversibles sur l'individu, la communauté ou l'écosystème. La détection de ce type d'effet permettrait de prévenir les risques à long terme (ex : effets chroniques, mutations).

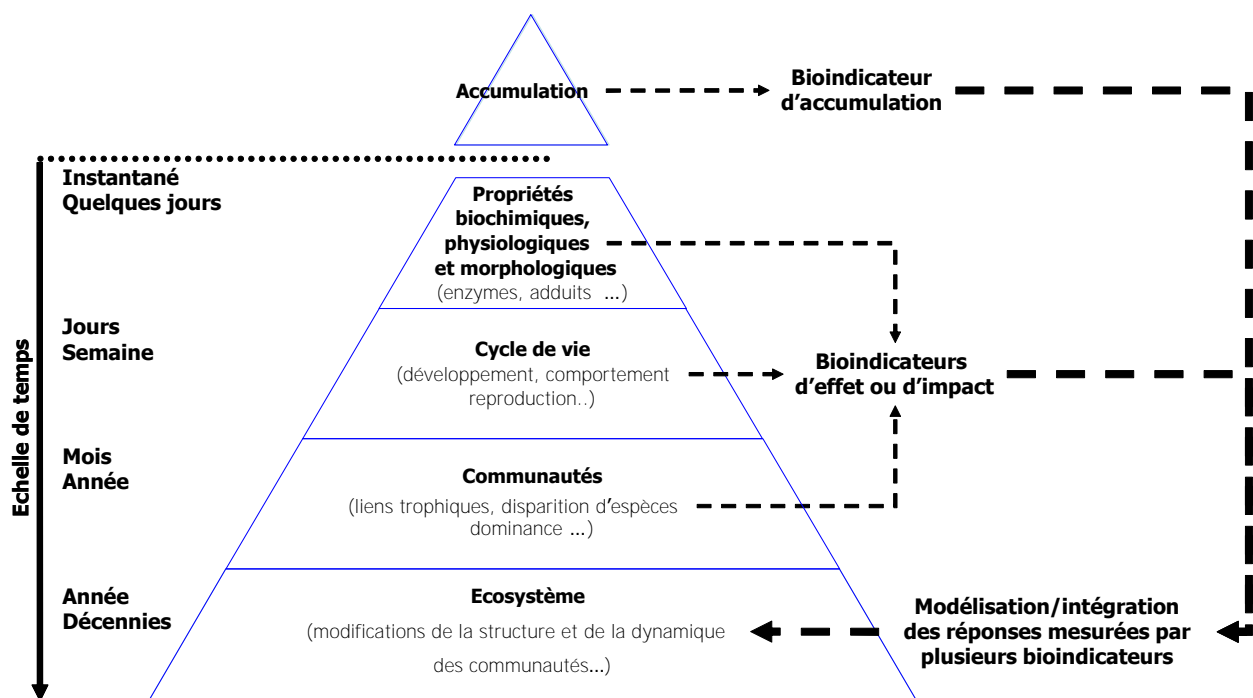


Figure 1. Les différents niveaux de réponse des bioindicateurs

Idéalement, les caractéristiques d'un bioindicateur doivent être les suivantes (Hopkin, 1993) :

- être connu scientifiquement (sa biologie et son écologie doivent être maîtrisées : alimentation, voies d'exposition aux polluants, reproduction, place dans la chaîne trophique...),
- être lié ou corrélé à des fonctions de l'écosystème,
- intégrer des propriétés ou des processus physiques, chimiques et biologiques du sol,
- pouvoir rendre compte notamment des méthodes de gestion des sols et des différents types de pollution des sols,
- présenter des qualités de mesure (précision, fiabilité, robustesse),
- être validé (connaître l'amplitude des réponses liées aux variations naturelles),
- être facile à utiliser et peu cher (échantillonnage et détermination).

5. Des besoins de recherche

Si de tels indicateurs existent et sont utilisés en routine dans les domaines de la surveillance et de la caractérisation des eaux (Caquet, 2012) et de l'air (Cuny, 2012), le potentiel de développement des indicateurs biologiques dans le domaine des sols était encore sous exploité alors même que ce milieu présente une biodiversité importante, à l'origine des nombreux services écosystémiques portés par les sols (Blanchart, 2012). Ainsi des recherches sur la composante biologique des sols sont apparues nécessaires afin d'assurer le développement de tels outils pour compléter le panel d'indicateurs physiques et chimiques disponibles et renseigner sur l'activité et les modifications de l'état du sol liées à une perturbation/altération chimique et/ou physique du sol. En ce sens, un certain nombre d'initiatives ont été menées de manière isolée, portant sur l'étude d'un ou plusieurs organismes et leur rôle en tant que bioindicateur ou biomarqueurs (Cluzeau et al., 1987, Cortet et al. 1999, Nahmani et al. 2002, Cortet et al. 2002, Bastida et al., 2008). Bien que ces études aient permis d'améliorer les connaissances sur ce type d'outils, la spécificité de chacun d'entre eux n'a pas permis de rendre compte de la complexité du sol et de son fonctionnement. Par ailleurs, de nombreux auteurs ont souligné l'intérêt de combiner à la fois des biomarqueurs (Liu et al., 2009, Olvera-Velona et al., 2008 ; Cluzeau et al., 1992) et des bioindicateurs (Niklinska et al., 2006 ; Cluzeau et al., 1987) dont la complémentarité de diagnostics permet de déterminer en temps réel les sources et les types de stress, l'état de santé des populations, de guider les efforts de restauration et d'évaluer les résultats de la gestion des milieux (Engel & Vaughan, 1996 ; Adams, 2001).

C'est dans ce contexte que le programme Bioindicateur a été mis en place, afin de pouvoir proposer aux acteurs de terrain et aux politiques, un panel de nouveaux paramètres biologiques permettant notamment de surveiller la qualité des sols mais également d'améliorer les diagnostics de sols afin de renseigner sur leur état biologique pour orienter la réhabilitation de sites pollués, requalifier les sols délaissés, évaluer les modifications de pratiques agricoles ou sylvicoles, évaluer les impacts des retombées atmosphériques... De par ses missions citées précédemment, l'ADEME souhaite également promouvoir le développement de bioindicateurs destinés à :

- la surveillance de la qualité des sols pour laquelle des bioindicateurs simples à mesurer, peu chers et répétables sont nécessaires.

Actuellement, la mise en place au niveau européen de réseaux de surveillance de la qualité des sols (Morvan et al., 2008 ; Kibblewhite et al., 2008) repose essentiellement sur la mesure des propriétés physiques et chimiques des sols, tels que le RMQS² en France (Arrouays et al., 2003), mais il est envisagé, à moyen et long terme, d'intégrer les propriétés biologiques lorsque des méthodes de mesure seront disponibles et validées (Gardi et al., 2009 ; Rutgers et al., 2009).

- la caractérisation approfondie de l'état biologique des sols pour laquelle des techniques plus complexes pourraient être mises en œuvre.

Cette caractérisation aura notamment pour objectif d'évaluer les impacts environnementaux liés aux activités humaines et aux différentes techniques de gestion des sols. Les bioindicateurs doivent alors permettre de comprendre, d'appréhender et de prévoir les transformations ayant lieu dans l'écosystème. Ils devront notamment être en mesure de mettre en évidence les effets liés à la présence de polluants (éléments traces et/ou polluants organiques) quelle qu'en soit l'origine (industrielle, agricole, retombées atmosphériques), ou aux modifications physiques et/ou chimiques des sols (ex : compaction, modifications liées aux techniques culturales, acidification des sols par des retombées atmosphériques, gestion des matières organiques exogènes). Bien évidemment, certains de ces bioindicateurs ne pourront être utilisés en routine, ils seront alors destinés à des sites expérimentaux instrumentés comme les observatoires de recherche en environnement.

- l'évaluation détaillée des risques pour les écosystèmes sur les sites pollués pour laquelle une méthodologie plus complète est nécessaire notamment pour relier les effets observés à des niveaux d'exposition.

En effet, l'évaluation des risques pour les écosystèmes est une approche encore difficile à conduire en raison des imprécisions qui existent au niveau de la démarche et d'une méconnaissance des effets observés jugés acceptables. Des étapes clés telles que la définition des couples « cible-polluant » et des paramètres d'exposition sont encore à préciser car les analyses chimiques classiques (teneur totale en polluants) ne sont pas suffisantes pour appréhender le comportement des polluants dans les sols et leurs transferts et effets combinés sur les organismes terrestres. Il est donc nécessaire de développer des bioindicateurs d'accumulation et d'effets permettant de rendre compte des interactions des polluants avec leur milieu, de leurs biodisponibilités et de leurs transferts dans les chaînes trophiques. Les résultats obtenus par certains bioindicateurs pourront alors être utilisés dans des modèles de transferts (ex : modèles biogéochimiques, modèles de bioaccumulation).

Parallèlement, ce programme devait également contribuer à mettre en réseau les acteurs français du domaine afin non seulement d'augmenter les compétences et connaissances individuelles mais également être en mesure de répondre à des appels nationaux mais également européens.

² RMQS Réseau de Mesure de la Qualité des Sols

5. Bibliographie

- Adams S.M. 2001. Biomarker/bioindicator response profiles of organisms can help differentiate between sources of anthropogenic stressors in aquatic ecosystems. *Biomarkers*. **6**, 33-44.
- Arrouays D, Jolivet CI, Boulonne L, Bodineau G, Ratié C, Saby N et Grolleau E. 2003. Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) de France. *Étude et Gestion des Sols*, Volume 10, 4, 241-250.
- Bastida F., Zsolnay A., Hernández T., García C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147 (2008) 159–171.
- Bispo A, Peres G, Cluzeau D, Graefe U, Römbke J, Rutgers M, Fuchs M, Sousa JP, Schulte R, Dombos M, Simon B, Gál A, Cortet J, Chaussod R, Ritz K, Creamer R, Winding A, English M, Boixadera J. Rubio JL. 2007. ENVASSO (Environmental assessment of soil for monitoring) WP 5 – Decline in soil biodiversity. EU Contract No. 022713, 22 p.
- Blanchart E., 2012. Quels bioindicateurs pour une gestion durable des sols ? Actes de la Journée technique ADEME "Bioindicateurs pour la caractérisation des sols". 7 pages.
- Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'écologie*, Tome 17, n°4. Travail réalisé dans le cadre des activités de l'association "Atelier vert de la forêt de Fontainebleau". Contrat du Ministère de l'Environnement n° 82 160.
- Caquet T., 2012. Des invertébrés pour la bioindication de la qualité des cours d'eau : bilan et perspectives. Actes de la Journée technique ADEME "Bioindicateurs pour la caractérisation des sols". 10 pages
- Cluzeau D, Lagarde R, Texier C, Fayolle L. 1992. Relevance of life-history parameters in earthworms ecotoxicology. In Bakerr H. (Eds) *Ecotoxicology of earthworms*. Intercept, Hants, 213-216.
- Cluzeau D., Lebouvier M., Trahen P., Bouché M.B., Badour C., Perraud A., (1987). Relations between earthworms and agricultural practices in the vineyards of Champagne. Preliminary results. In: Bonvicini Pagliai A.M., Omoedo P. (Eds.). *On earthworms. Selected Symposia and Monographs U.Z.I.*, 2, Mucchi, Modena, 465-484.
- Commission Européenne. 2006. Thematic Strategy for Soil Protection, Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Septembre 2006 (disponible à l'adresse: http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/com_2006_0231_en.pdf)
- Cortet, J., Gomot-De-Vauflery, A., Gomot, L., Poinot-Balaguer, N., Texier, C., Cluzeau, D. 1999. The Use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *Eur. J. Soil Biol.* 35, 115-134.
- Cortet, J., Poinot-Balaguer, N., Viaux, P., Chabert, A., Beaufreton, Ch., Cancela da Fonseca, J.P. 2002. Impact of agricultural practices on the biodiversity of soil microarthropods: the example of French arable crops. *Eur. J. Soil Biol.* 38, 239-244.
- Cuny D., 2012. La biosurveillance de la qualité de l'air. Actes de la Journée technique ADEME "Bioindicateurs pour la caractérisation des sols". 5 pages
- Eglin T., Blanchart E., Berthelin J., de Cara S., Grolleau G., Lavelle P., Richaume-Jolion A., Bardy M., Bispo A., 2010. La vie cachée des sols, MEEDDM, 20 p.
- Engel D.W. et Vaughan D.S. (1996) Biomarkers, natural variability, and risk assessment: can they coexist? *Human and Ecological Risk Assessment* 2, 257-262.
- Gardi C., Montanarella L., Arrouays D., Bispo A., Lemanceau P., Jolivet C., Mulder C., Ranjard L., Rombke L., Rutger M., Menta C., 2009 - Soil Biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. *European Journal of Soil Science*. 60:807-819
- Garrec J.P et Van Haluwyn C. 2002. Biosurveillance végétale de la qualité de l'air : concepts, méthodes et applications/préf. Bernard Festy. Paris : Tec et Doc, 117 p.
- Hopkin S.P. 1993. In situ biological monitoring of pollution in terrestrial and aquatic ecosystems. In: Peter Calow (Ed.), *handbook of ecotoxicology.*, Blackwell scientific Publications, Oxford, 397-427.
- Jeffery S., Gardi C., Jones A., Montanarella L., Marmo L., Miko L., Ritz K., Peres G., Römbke J., van der Putten W.H. (eds.), 2010. *European atlas of soil biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg. 128 p.

- Kibblewhite, M.G., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Baritz, R., Huber, S., Arrouays, D., Micheli, E. and Stephens, M. (eds) (2008). Environmental Assessment of Soil for Monitoring Volume VI: Soil Monitoring System for Europe. EUR 23490 EN/6, Office for the Official Publications of the European Communities Luxembourg, 72pp.
- Lavelle P, Decaens T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, Margerie F, Mor, P, Rossi J.P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42 (1), 3–15.
- Lavelle P, Spain A. 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Scientific Publications, Amsterdam, The Netherlands, 651p.
- Liu W, Yang YS, Li PJ, et al. 2009. Risk assessment of cadmium-contaminated soil on plant DNA damage using RAPD and physiological indices. *Journal of Hazardous Materials* 161, 878-883.
- Markert B.A, Breure A.M and Zeichmeister H.G. 2003. *Bioindicators & biomonitors : principles, concepts, and applications*. Elsevier. Amsterdam. 997 p.
- Morvan X, Saby N.P.A, Arrouays D, Le Bas C, Jones R.J.A, Verheijen F.G.A, Bellamy P.H, Stephens M, Kibblewhite M.G. 2008. Soil monitoring in Europe : a review of existing systems and requirements for harmonisation. *Science of the Total Environment* 391, 1-12.
- Nahmani J., P. Lavelle, Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France, *Eur. J. Soil Biol.* 38 (2002) 297–306.
- Niklinska M, Chodak M, Laskowski R. 2006 Pollution-induced community tolerance of microorganisms from forest soil organic layers polluted with Zn or Cu. *Applied Soil Ecology*. **32**, 265-272
- Olvera-Velona A, Capowiez Y, Mascle O, Ortiz-Hernandez L, Benoit P. 2008. Assessment of the toxicity of ethyl-parathion to earthworms (*Aporrectodea caliginosa*) using behavioural, physiological and biochemical markers. *Applied Soil Ecology* **40**, 476-483.
- Pankhurst C, Doube B.M and Gupta V.V.S.R. 1997. *Biological indicators of soil health*. Wallingford ; New York. CAB International. 451 p.
- Rutgers M, Schouten A.J, Bloem J, van Eekeren N, de Goede R.G.M, Jagersop Akkerhuis G.A.J.M, van der Wal A, Mulder C, Brussaard L, Breure AM. 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil science*. In press.
- VanGestel CAM, vanBrummelen TC. 1996. Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. *Ecotoxicology* **5**, 217-225.
- Weeks J.M. 1995. The value of biomarkers for ecological risk assessment : academic toys or legislative tools? *Appl. Soil Ecol.*, **2**, 215-216.

Des invertébrés pour la bioindication de la qualité des cours d'eau : bilan et perspectives

Thierry CAQUET

Directeur de recherche, INRA

UMR 0985 Ecologie et Santé des Ecosystèmes

Equipe Ecotoxicologie et Qualité des Milieux Aquatiques

65 rue de Saint-Brieuc - CS 84215 - 35042 Rennes Cedex

Tél. : 02 23 48 57 66 - thierry.caquet@rennes.inra.fr

1. Introduction – Rappels historiques

L'analyse des relations entre la gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques et la mise au point et l'utilisation de méthodes de biosurveillance dans les pays industrialisés reflète de manière assez étroite l'évolution des besoins et des exigences des sociétés humaines (Figure 1). Au cours de la seconde moitié du XIX^e siècle, le développement des activités industrielles dans de nombreuses régions s'est accompagné d'un accroissement des populations humaines, conduisant à la production sans cesse croissante de déchets et d'eaux usées à l'origine de graves problèmes de santé publique (épidémies de choléra, de fièvre typhoïde, etc.). C'est donc logiquement que les premières mesures de gestion des eaux, notamment des eaux usées, ont été prises en vue de résoudre ces problèmes de santé publique, et que les approches biologiques se sont d'abord focalisées sur des aspects bactériologiques. La mise en œuvre de méthodes faisant intervenir d'autres organismes, notamment les invertébrés aquatiques, pour la caractérisation de l'état des milieux aquatiques a émergé dans un second temps.

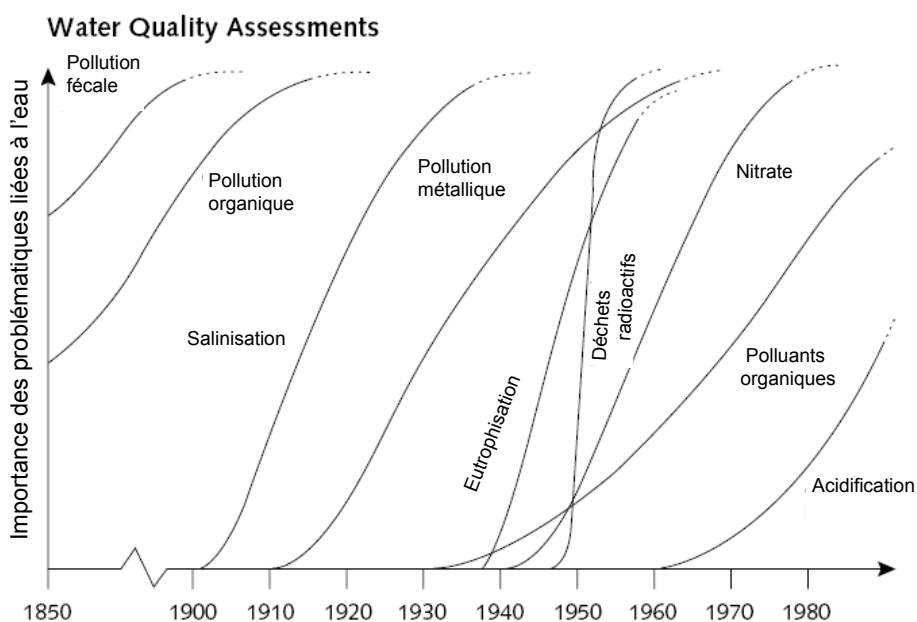


Figure 1. Evolution au cours du temps de l'importance des différentes problématiques liées à l'eau dans les pays industrialisés (d'après Meybeck et Helmer, 1992 in Niederländer *et al.*, 1996).

C'est au début du XX^e siècle en Allemagne que des recherches ont été développées afin d'utiliser l'ensemble des communautés aquatiques pour caractériser le statut des cours d'eau vis-à-vis de la pollution (Kolkwitz et Marsson, 1902), aboutissant dès 1908 à la proposition de listes d'espèces indicatrices du niveau de pollution organique, et plus particulièrement du potentiel d'auto-épuration des eaux courantes (Kolkwitz et Marsson, 1908, 1909). Ces travaux fondateurs aboutirent à la proposition de la méthode des saprobies (*Saprobien System*), toujours utilisée dans certains pays européens. A partir de cette époque, les invertébrés aquatiques ont été utilisés pour la caractérisation des ressources en eau utilisables pour l'irrigation et divers usages industriels, puis pour évaluer *in situ* l'impact des rejets.

Dès les années 1920-1930 des travaux de ce type furent menés en Grande-Bretagne en vue d'évaluer l'impact des effluents miniers dans des cours d'eau salmonicoles du Cardiganshire (Carpenter, 1926), d'effluents de raffineries de sucre dans la Lark (Butcher *et al.*, 1931), de rejets d'égouts dans la Tees (Butcher *et al.*, 1937) et d'effluents laitiers dans l'Avon (Pentelow *et al.*, 1938). Ces travaux, réalisés pour l'essentiel par une équipe du Ministère britannique en charge de l'Agriculture et des Pêches, aboutirent en 1946 à la parution d'un article de synthèse "*The biological detection of pollution*" (Butcher, 1946) destiné à illustrer les avantages des approches biologiques pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau. A l'époque, cette proposition fut loin de faire l'unanimité et les travaux qui suivirent furent avant tout l'œuvre de quelques chercheurs isolés (Hawkes, 1956 ; Hynes, 1959).

Vers la fin des années 1950 toutefois, quelques agences locales en charge de la gestion des ressources en eau et des milieux aquatiques avaient développé leurs propres méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Certaines reposaient sur des versions adaptées de la méthode des saprobies (Lothian River Purification Board, 1950 ; Bristol Avon River Board, Bielby, 1960) tandis que les travaux initiés par Butcher furent poursuivis par les biologistes du Trent River Board. Ils aboutirent à l'un des premiers outils opérationnels, l'Indice Biotique ou *Biotic Index* (Trent River Board, 1960), ultérieurement connu sous le nom de *Trent Biotic Index* (Woodiwiss, 1964). Un autre outil portant le nom de *Biotic Index*, mais beaucoup plus simple, avait déjà été proposé aux Etats-Unis dans les années 1950 (Beck, 1955).

Ensuite, les recherches et les propositions d'outils n'ont plus cessé. Il est indéniable que dans de nombreux pays le développement des outils de bioindication a été fortement stimulé par l'apparition de nouvelles lois et réglementations : *UK Water Act*, *US Clean Water Act*, *Canadian Protection Act*, Directive Cadre Européenne sur l'Eau, etc. Ainsi au Royaume Uni, le *Water Act* de 1963 a défini les missions des agences de l'eau britanniques (*Water Authorities*), notamment en ce qui concerne la protection de la vie aquatique. Ceci a conduit au recrutement par ces agences de nombreux biologistes. Ce renforcement, ainsi que le fait que le *Department of Environment* exige pour le *National River Pollution Survey* de 1970 de disposer d'une classification biologique aussi bien que chimique ont contribué à stimuler l'utilisation d'outils de biosurveillance dans ce pays. A partir du début des années 1970, la santé des écosystèmes en tant que telle a été de plus en plus considérée comme un objectif d'importance dans de nombreux autres pays. De manière simultanée, l'opinion publique a accru sa pression sur les pouvoirs publics en vue de la restauration de l'état écologique des milieux aquatiques. Tous ces éléments ont favorisé l'essor des méthodes biologiques de surveillance de la qualité de ces milieux.

2. Avantages des invertébrés aquatiques pour le développement d'outils de bioindication

Les invertébrés aquatiques présentent diverses caractéristiques favorables à leur utilisation pour la bioindication (Hellowell, 1986 ; Rosenberg et Resh, 1993 ; Barbour *et al.*, 1999 ; Bonada *et al.*, 2006), notamment : (a) leur présence dans tous les types de milieux, (b) leur importante richesse spécifique, qui recouvre un large spectre de réponses aux facteurs de l'environnement, (c) un mode de vie souvent sédentaire, (d) la propension de certaines espèces à passer dans la colonne d'eau et à être entraînées par dérive, phénomène dont l'augmentation peut révéler la présence d'une pollution, (e) la durée de vie longue de certaines espèces qui peuvent être utilisées pour suivre les effets à long terme de certains polluants, (f) le fait de pouvoir les échantillonner avec des équipements peu onéreux, (g) une bonne description taxonomique des genres et des familles, (h) la sensibilité à différents types de pollution de nombreuses espèces communes, et (i) la possibilité d'utiliser de certaines espèces pour des études expérimentales.

3. Principales approches mises en œuvre

Comme pour les autres organismes, les relations entre les facteurs abiotique et biotiques et la structure et la dynamique des communautés d'invertébrés en cours d'eau sont multiples et complexes (Figure 2). C'est sur les connaissances disponibles sur ces relations que sont basées la plupart des approches de bioindication.

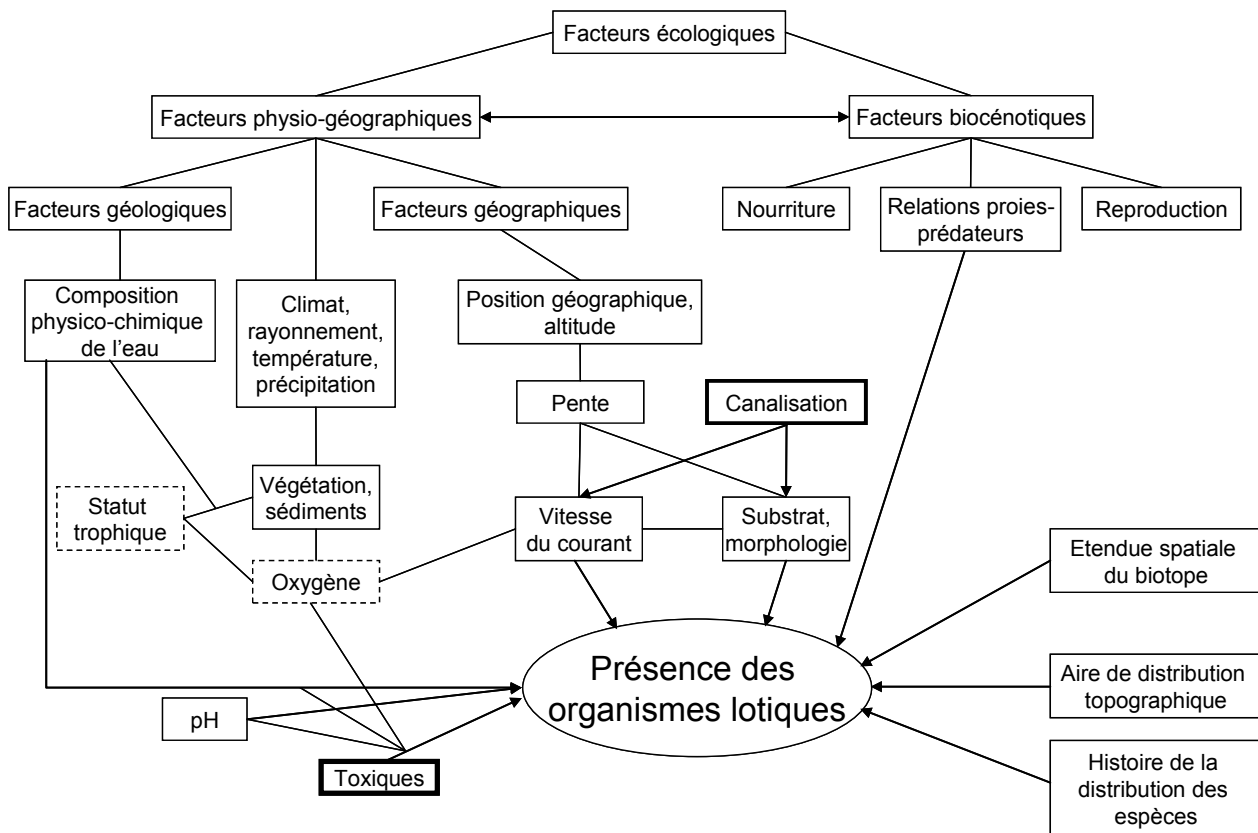


Figure 2. Représentation schématique des principaux facteurs qui déterminent la présence des organismes benthiques dans les cours d'eau (les cadres en traits interrompus correspondent à des facteurs utilisés pour la détermination de la qualité de l'eau, les cadres en traits épais correspondent à des déterminants non naturels ; d'après divers auteurs *in* Knoben *et al.*, 1995).

Par ailleurs, de nombreux auteurs ont tenté de définir les caractéristiques théoriques des outils de biosurveillance, afin notamment de pouvoir réaliser des comparaisons par rapport à un référentiel commun. Ainsi par exemple, Bonada *et al.* (2006) ont établi une série de 12 critères permettant de définir un "outil idéal" pour la biosurveillance (Tableau 1). A l'heure actuelle, aucun des outils utilisés ou préconisés ne souscrit à la totalité de ces critères (Bonada *et al.*, 2006).

Tableau 1. Critères permettant de définir un "outil idéal" de biosurveillance (d'après divers auteurs *in* Bonada *et al.*, 2006).

Principes généraux

1. Outil basé sur des concepts théoriques solides en écologie
2. Possibilité de réaliser des prédictions
3. Potentiel à évaluer des fonctions écologiques
4. Potentiel à discriminer les impacts d'origine humaine de ceux des perturbations naturelles
5. Potentiel à discriminer différents types d'impacts d'origine humaine

Mise en œuvre

6. Coût modéré de l'échantillonnage et du tri
7. Protocole d'échantillonnage simple
8. Coût modéré de l'identification des taxons

Performances

9. Applicable à large échelle (i.e., plusieurs écorégions ou provinces biogéographiques)
10. Indication fiable de l'évolution de l'impact global des perturbations d'origine humaine
11. Indication fiable de l'évolution de l'impact de différents types de perturbations d'origine humaine
12. Réponse linéaire en fonction de l'impact

Quel que soit l'outil utilisé, il est nécessaire de définir précisément les conditions de référence afin de pouvoir identifier les écarts à cette référence et donc les situations perturbées. Les situations de référence doivent être représentatives des conditions naturelles rencontrées en l'absence de toute perturbation d'origine anthropique et tenir compte notamment de la typologie des écosystèmes. Lorsque cela est possible, il est nécessaire de pouvoir disposer d'une série de sites de référence (ou présentant un niveau minimal de perturbation) afin de pouvoir tenir compte de la variabilité naturelle (Reynoldson *et al.*, 1997 ; Bailey *et al.*, 2004). Il est parfois extrêmement difficile d'identifier des situations de référence en raison de l'impact important des activités humaines sur les cours d'eau depuis plusieurs siècles, ce qui peut limiter la fiabilité des outils de bioindication (Norris et Thoms, 1999 ; Bonada *et al.*, 2002).

Les outils de bioindication basés sur les invertébrés aquatiques font l'objet d'une littérature extrêmement abondante et diversifiée qu'il est impossible de présenter ici de manière exhaustive. Dans ce qui suit sont présentées les principales catégories d'outils, avec quelques informations sur leurs caractéristiques essentielles et sur certains aspects relatifs à leur mise en œuvre.

3.1. Méthodes des saprobies

Cette méthode a été développée pour mettre en évidence les déficits en oxygène dissous dans l'eau provoqués par la pollution par des matières organiques biodégradables. Elle est basée sur des valeurs saprobiales allant de 1 (oligosaprobe) à 4 (polysaprobe), attribuées à chacun des taxons aquatiques. Depuis les travaux de Kolkwitz et Marsson du début du XX^e siècle, elle a connu diverses révisions et elle a été normalisée en République Tchèque (CSN 75 7716, 75 7221) et en Allemagne (DIN 38410) où elle a été la méthode standard d'évaluation de la qualité des cours d'eau depuis le milieu des années 1970. La méthode des saprobies est un bon exemple d'outil basé sur des concepts d'écologie théorique, en l'occurrence celui de la niche écologique des espèces. En revanche, elle n'a pas de réel pouvoir prédictif et elle est coûteuse à mettre en œuvre en raison de la stratégie d'échantillonnage nécessaire et de l'identification taxonomique qu'il convient de réaliser au niveau de l'espèce pour avoir une puissance indicatrice optimale (Hering *et al.*, 2004). De plus, sa réponse peut varier selon le type de cours d'eau, la région considérée, ou bien encore la température de l'eau ou le débit (Statzner et Perming, 1993).

3.2. Indices biotiques

Les indices biotiques, aussi parfois dénommés *scores* dans les pays anglo-saxons, permettent de classer des sites ou des systèmes en fonction de l'abondance relative (ou de la présence/absence) de groupes taxonomiques indicateurs. Les outils nouveaux ont souvent été proposés sur la base d'outils préexistants (Figure 3).

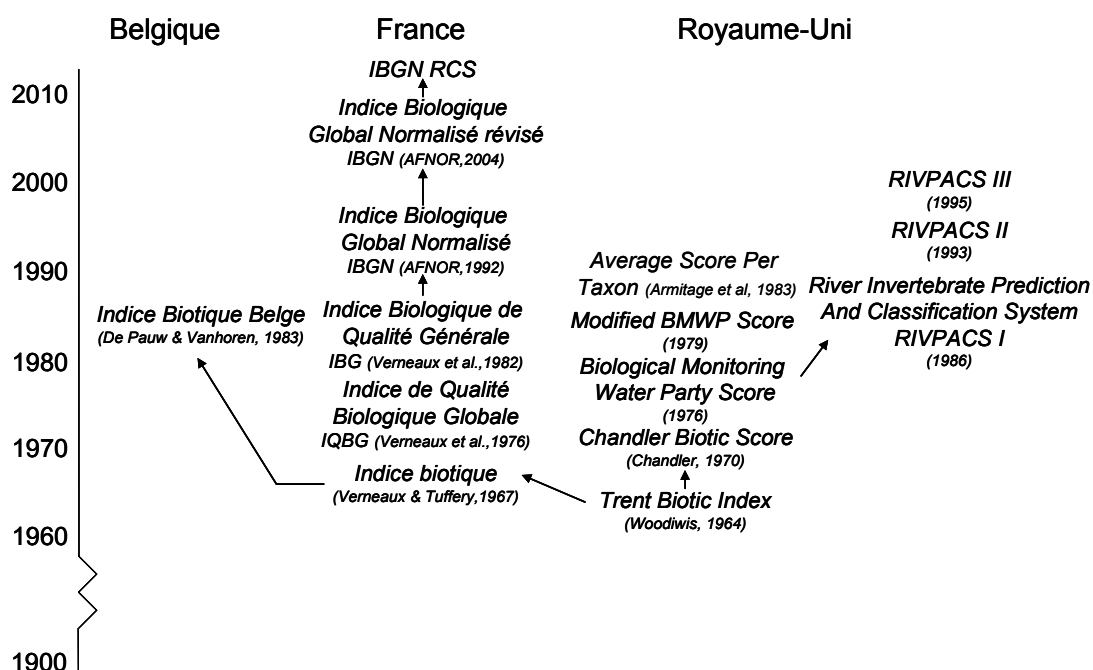


Figure 3. Liens entre les principaux indices biologiques utilisés en Europe des années 1960 au début des années 2000 (modifié d'après Knobon et al., 1995).

La proposition du *Trent Biotic Index* constitue une étape historique du développement des outils de bioindication utilisant les macro-invertébrés. Cet indice reposait sur la présence/absence de 6 groupes d'invertébrés (Woodiwiss, 1964) et fournissait à une note allant de 0 (site pollué) à 10 (site de bonne qualité). Il fut rapidement utilisé comme base pour le développement d'outils dans d'autres régions du Royaume-Uni, notamment en Ecosse avec le *Chandler's Biotic Score* (CBS ; Chandler, 1970) qui prenait en compte non seulement la présence/absence de groupes indicateurs mais aussi leurs abondances relatives (note finale comprise entre 0 et > 3000). Cet indice fut ensuite modifié en *average CBS* (Balloch *et al.*, 1976).

Des outils inspirés du *Trent Biotic Index* ont aussi été développés dans différents pays européens comme par exemple en France (Indice Biotique ; Tuffery et Verneaux, 1967 ; Verneaux et Tuffery, 1976), en Belgique (Indice Biotique Belge ; De Pauw et Vanhooren, 1983), au Danemark (Andersen *et al.*, 1984) ou en Norvège (Borgstrøm et Saltveit, 1978). L'Indice Biotique français différait du *Trent Biotic Index* notamment par le nombre de groupes indicateurs pris en compte et la stratégie d'échantillonnage. Il a ensuite été constamment amélioré pour donner naissance à l'IQBG (Verneaux *et al.*, 1976) puis à l'IBG (Verneaux *et al.*, 1982), lequel a fait l'objet d'une normalisation en 1992 (réactualisation en 2004), devenant ainsi l'IBGN (Norme NF T 90-350; AFNOR, 2004 ; Figure 3). L'IBGN a été l'outil de bioindication basé sur les macro-invertébrés de référence en France depuis sa normalisation, mais sa non compatibilité avec les exigences de la DCE (pas de prise en compte de conditions de référence, pas de prise en compte de l'abondance des taxons) a conduit à la proposition de son remplacement par un indice multimétrique (I_2M_2 , voir plus loin).

Parallèlement aux développements des outils dérivés du *Trent Biotic Index*, d'autres méthodes ont été mises au point au Royaume Uni, notamment le *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) *Score* (Armitage *et al.*, 1983). Ce système utilise des données de présence/absence de familles d'invertébrés aquatiques, lesquelles sont caractérisées par un score caractérisant leur pollusensibilité. Le score obtenu par un site est la somme des scores des familles présentes. En divisant le score total par le nombre de taxons pour lesquels un score est disponible on obtient le score moyen par taxon (*Average Score Per Taxon* ou ASPT).

3.3. Approches multimétriques

Une métrique est une grandeur calculée qui décrit certains aspects de la structure, de la fonction ou de toute autre caractéristique des assemblages biologiques, et qui change de valeur en réponse à une modification de l'impact des activités humaines (Barbour *et al.*, 1995). Les indices multimétriques sont des combinaisons de métriques individuelles qui permettent de décrire la variabilité des réponses d'un assemblage d'espèces aux perturbations d'origine humaine (Resh *et al.*, 1995). En théorie, un indice multimétrique offre la possibilité d'évaluer simultanément les réponses des communautés benthiques à différentes catégories de pressions car les métriques individuelles qui le constituent peuvent répondre spécifiquement à différentes pressions (Karr et Chu, 1997). Ils ont d'abord été développés pour l'étude des communautés de poissons (Karr, 1981). Leur usage s'est progressivement répandu (Kerans et Karr, 1994 ; Thorne et Williams, 1997; Buffagni *et al.*, 2004 ; Böhmer *et al.*, 2004 ; Ofenböck *et al.*, 2004) et ils sont devenus des outils majeurs de la biosurveillance des milieux aquatiques dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE (Hering *et al.*, 2004; Lücke et Johnson, 2009) ainsi que les outils les plus utilisés pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques aux Etats-Unis (Bonada *et al.*, 2006). C'est à cette catégorie d'outils qu'appartient le nouvel indice I_2M_2 (Indice Invertébré MultiMétrique) proposé par la France pour le rapportage au niveau de l'Union Européenne (Mondy *et al.*, 2012). Dans sa version actuelle l' I_2M_2 est une combinaison de (i) l'indice de diversité de Shannon, (ii) l'ASPT, (iii) l'abondance relative des taxons polyvoltins, (iv) l'abondance relative des taxons ovovivipares et (v) la richesse taxonomique.

Le développement de ce type d'approche comporte deux étapes (Barbour *et al.*, 1999). La première est la sélection et la calibration de métriques et leur agrégation dans un indice applicable pour un ensemble de sites homogènes. La seconde est l'évaluation de la qualité biologique dans un site particulier, ce qui sous-entend que des seuils de qualité aient été préalablement définis. Certaines des métriques utilisées reposent sur des concepts écologiques forts mais ce n'est pas toujours le cas (Bonada *et al.*, 2006). La mise en œuvre de ces méthodes implique souvent de suivre un protocole d'échantillonnage relativement contraignant et leur capacité à être utilisées dans des écorégions différentes n'est pas garantie (Reynoldson *et al.*, 1997 ; Vlek *et al.*, 2004).

3.4. Approches multivariées

Comme dans le cas des approches multimétriques, il s'agit de méthodes qui reposent sur la comparaison des patrons biologiques observés dans des sites d'étude avec ceux observés dans des situations de référence (Wright, 2000). A la différence des approches multimétriques, les méthodes multivariées reposent sur des analyses statistiques qui permettent de prédire les patrons attendus (e.g., identité des taxons, richesse taxonomique, etc.) dans les sites de référence plutôt que d'utiliser des données empiriques

collectées dans ces sites (Norris et Hawkins, 2000). Plusieurs outils basés sur ce type d'approche ont été développés : *River InVertebrate Prediction And Classification System* (RIVPACS ; Wright *et al.*, 2000), *AUStralian RIVer Assessment Scheme* (AUSRIVAS ; Simpson et Norris, 2000), *BEnthic Assessment Sediment* (BEAST ; Rosenberg *et al.*, 2000) ou bien encore *Assessment by Nearest Neighbor Analysis* (ANNA ; Linke *et al.*, 2005). Des approches basées sur l'utilisation de réseaux de neurones ont aussi été proposées mais sans être encore parvenues jusqu'au stade de l'utilisation opérationnelle. Les modèles statistiques sous-jacents sont construits en utilisant des données provenant de sites de références classés en différents groupes selon la similarité des communautés d'invertébrés aquatiques qu'ils hébergent. La structure de ces communautés est ensuite mise en relation avec divers paramètres environnementaux, dans un démarche qui repose cette fois encore sur le concept de niche écologique. Le coût de mise en œuvre de ces méthodes varie selon le protocole d'échantillonnage retenu et la précision taxonomique recherchée lors de l'identification des organismes. Ces méthodes sont en général adaptées à des régions limitées et elles présentent un certain nombre de limites liées notamment au fait que certaines variables environnementales ne sont pas prises en compte ou à l'absence de sites de référence en nombre suffisant (Hose *et al.*, 2004).

3.5. Approches basées sur les traits biologiques et écologiques

Les traits correspondent aux caractéristiques d'un organisme qui sont considérées pertinentes par rapport à sa réponse vis-à-vis de l'environnement et/ou de ses effets sur le fonctionnement des écosystèmes (Díaz et Cabido, 2001 ; Culp *et al.*, 2010). Ces traits peuvent être biologiques ou écologiques. Pour les macroinvertébrés aquatiques, les traits biologiques sont des variables qui caractérisent le cycle de vie, la morphologie, la physiologie, les potentialités de résistance, de résilience ou le comportement d'un taxon. Les traits écologiques correspondent à des variables qui décrivent les affinités d'un taxon pour une caractéristique de l'habitat comme sa distribution spatiale, ses préférences en matière d'habitat ou bien encore sa sensibilité à certains paramètres physico-chimiques (degré de trophie, salinité, etc. ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a). Ces variables peuvent être quantitatives (taille, poids, nombre de générations par an, etc.) ou qualitatives (mode de respiration, phénologie de la reproduction, etc.).

Des patrons de traits peuvent être sélectionnés par les conditions environnementales auxquelles les assemblages d'organismes sont soumis (Southwood, 1977). L'assemblage d'une communauté donnée (= traits filtrés) correspond à la résultante de la sélection réalisée par le filtre environnemental sur le pool de traits potentiels que cette communauté posséderait si elle n'était pas soumise aux contraintes environnementales (= traits disponibles ; Figure 4). Parmi les traits filtrés, certains, aussi appelés "traits de réponse" correspondent aux traits qui ont permis aux espèces qui les portent de ne pas être éliminées par l'effet de sélection du filtre environnemental. En plus de leur potentiel à expliquer comment les espèces répondent aux contraintes de l'habitat (Townsend, 1989), les traits biologiques et écologiques des macroinvertébrés peuvent aussi être considérés comme des indicateurs potentiels de la nature et de l'intensité des perturbations auxquelles les écosystèmes aquatiques sont soumis (Statzner et Bêche, 2010). D'autres traits, appelés "traits d'effet", correspondent aux traits impliqués dans le fonctionnement des écosystèmes (Figure 4).

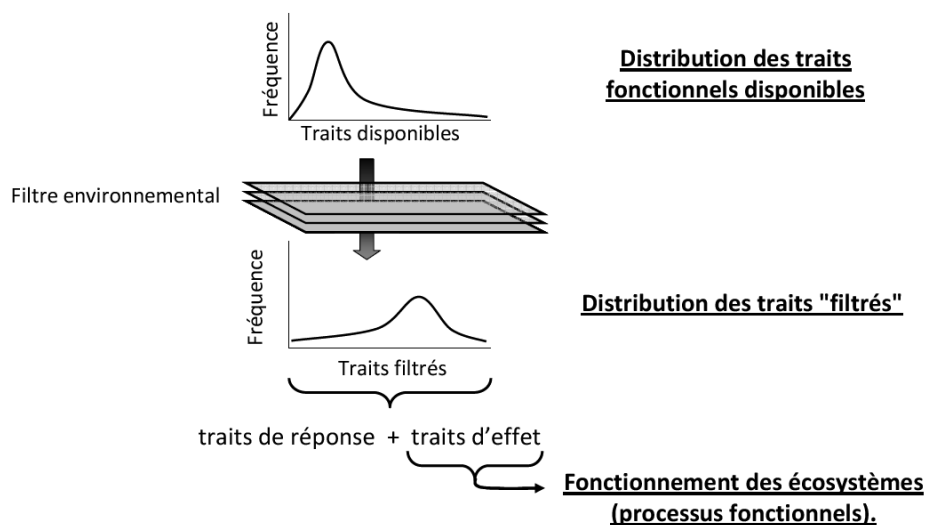


Figure 4. Représentation théorique de la sélection par l'habitat (filtre environnemental) sur la distribution des traits au sein d'une communauté (adapté de Webb *et al.*, 2010).

3.5.1. Groupes fonctionnels trophiques

Les groupes fonctionnels trophiques sont définis selon le type de nourriture exploitée et les modes de prise alimentaire des espèces (Cummins, 1974 ; Cummins et Klug, 1979). Certains stress physiques et chimiques engendrent parfois des diminutions d'abondances de certains de ces groupes (Barbour *et al.*, 1999 ; Juanita et Spurlock, 2007), ce qui entraîne une modification de la structure trophique des communautés (Fleituch, 2003). Dans le cas des approches de bioindication, les données utilisées sont l'abondance absolue ou relative de certains groupes trophiques ou bien encore les rapports d'abondance entre différents groupes. La base conceptuelle sous-jacente est celle de la théorie du continuum d'habitat en cours d'eau (*River Continuum Concept* ; Vannote *et al.*, 1980) qui prédit l'évolution des groupes fonctionnels trophiques d'amont en aval, en relation avec la nature des ressources alimentaires disponibles. Elle peut être mise en œuvre avec des protocoles d'échantillonnage plus ou moins complexes et elle donne les meilleurs résultats pour des niveaux poussés de détermination taxonomique. Les métriques sur les groupes fonctionnels trophiques sont parfois combinées avec d'autres, par exemple dans les approches multimétriques. Des indices qui regroupent les données pour différents groupes ont aussi été proposés (e.g., *Index of Trophic Completeness* ; Pavluk *et al.*, 2000). L'une des principales contraintes est de pouvoir assigner chaque espèce à un groupe donné car certains invertébrés sont omnivores ou peuvent changer de groupe fonctionnel trophique au cours de leur vie. De plus, la réponse de ces métriques vis-à-vis des perturbations d'origine humaine est rarement satisfaisante (Palmer *et al.*, 1996).

3.5.2. Traits multiples

En étendant les méthodes mises en œuvre pour les groupes fonctionnels trophiques à d'autres traits, il est possible d'utiliser des jeux de traits multiples (e.g., taille, forme du corps, cycle de vie, mode de reproduction, ...). Les recherches sur l'application de cette approche à la biosurveillance des milieux aquatiques sont particulièrement actives en Europe. Les résultats de ces travaux ont notamment montré que les traits biologiques peuvent servir d'indicateurs de perturbations anthropiques telles que les pollutions organiques ou bien encore celles induites par la présence de barrages (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000b ; Stutzner *et al.*, 2001 ; Gayraud *et al.*, 2003 ; Stark *et al.*, 2004 ; Archambault *et al.*, 2010) et qu'ils permettent aussi de restituer certaines caractéristiques du biotope à partir d'un assemblage faunistique (Usseglio-Polatera, 1991). Liess et Von der Ohe (2005) ont développé une approche de bioindication (SPEAR-SPECIES AT RISK) reposant pour partie sur les traits des macroinvertébrés aquatiques afin de caractériser l'état de contamination des cours d'eau par les pesticides. Les métriques basées sur ce concept ont déjà été employées avec succès lors d'études de terrain (Schäfer *et al.*, 2007). Ce type d'approche est théoriquement applicable à grande échelle, notamment parce que la composition en traits des communautés d'invertébrés lotiques dans les sites de référence varie peu d'une région à une autre. Son utilisation soulève toutefois le problème de l'homogénéité de la mesure ou de la définition des traits, même si, pour l'Europe, des profils de traits sont disponibles pour la plupart des genres d'invertébrés aquatiques (Tachet *et al.*, 2010).

3.6. Production secondaire benthique

La production secondaire correspond à l'accumulation de biomasse animale au cours du temps. Sa mesure permet de faire le lien entre les caractéristiques des populations et des communautés et les processus écosystémiques (Benke, 1993). Son utilisation pour la biosurveillance des milieux aquatiques demeure marginale en raison notamment des contraintes liées à l'échantillonnage (prélèvements répétés d'échantillons au cours de l'année) et au tri des individus si le niveau spécifique est requis (Bonada *et al.*, 2006). Par ailleurs, la production secondaire est fortement dépendante de nombreux paramètres environnementaux qui présentent une variabilité naturelle importante comme l'alcalinité, la température, etc. (Kruger et Waters, 1983 ; Jackson et Fisher, 1986 ; Grubaugh *et al.*, 1997), ce qui rend l'interprétation des résultats délicate.

3.7. Dégradation de la litière

La mesure *in situ* de la vitesse de dégradation de la litière permet d'évaluer l'intégrité fonctionnelle des cours d'eau. Dans les écosystèmes aquatiques, la matière organique allochtone provenant des communautés riveraines constitue souvent une source importante, voire la principale source de carbone organique disponible à la base des réseaux trophiques (Vannote *et al.*, 1980). Cette litière est ensuite dégradée sous l'action de divers processus biotiques et abiotiques (Gessner *et al.*, 1999). De manière générale, les invertébrés déchetiers contribuent beaucoup au processus de dégradation des litières. Webster et Patten (1979) ont ainsi montré que les macroinvertébrés pouvaient ingérer jusqu'à 80% des feuilles présentes dans certaines rivières. Les particules de feuilles qui subsistent servent ensuite de ressource alimentaire pour une grande variété de micro- et macro-consommateurs. La dégradation de la litière peut être facilement mesurée à l'aide de sacs à litière et des protocoles relativement standardisés ont été établis

(Graça *et al.*, 2007). Le processus de dégradation de la litière est connu pour être sensible aux stress environnementaux d'origine anthropique. L'impact des activités humaine sur ce processus découle en général d'une altération de la diversité des détritivores (Rantalainen *et al.*, 2005). Sur la base d'une analyse des données de la littérature, Gessner et Chauvet (2002) ont proposé des valeurs de référence pour le coefficient de dégradation de la litière d'aulne en rivière et un cadre général d'interprétation des résultats. Toutefois, comme dans le cas de la production secondaire, les fluctuations de certains facteurs environnementaux naturels (température, débit, ...) peuvent avoir un impact important sur ce processus, ce qui constitue une limite importante à son utilisation en biosurveillance.

Conclusion

Plus d'un siècle après les travaux de Kolkwitz et Marsson, les méthodes de bioindication basées sur les invertébrés constituent l'un des piliers des programmes de biosurveillance de la qualité des milieux aquatiques dans tous les pays qui mettent en œuvre ce type de programme. Si elles ne peuvent à elles-seules fournir tous les renseignements nécessaires, elles sont néanmoins devenues incontournables. Les causes du succès de ces méthodes sont multiples :

- Existence d'une importante base de connaissances sur la taxonomie et l'écologie des invertébrés aquatiques.
- Relative facilité d'échantillonnage et de détermination au niveau requis par les outils.
- Outils facilement utilisables (mise en œuvre, interprétation), avec un bon rapport entre le coût de mise en œuvre et la qualité de l'information obtenue.
- Plusieurs utilisations possibles : diagnostic/ressource eau (rejets, potabilisation, ...), appui à la réglementation nationale (e.g., ICPE, taxation, ...) et internationale (e.g., DCE), évaluation de l'efficacité des mesures de réduction des pollutions, communication, etc.

C'est la mise en place de réglementations sans cesse plus complètes (voire contraignantes) qui a été le facteur le plus favorable au développement de ces outils. L'existence d'un corpus de connaissances théoriques en hydrobiologie et en écologie et l'implication forte de spécialistes de ces domaines dans les organismes en charge de la gestion et du contrôle des milieux aquatiques ont aussi été des éléments déterminants.

Références bibliographiques

- AFNOR (2004). Qualité écologique des milieux aquatiques. Qualité de l'eau. Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Association Française de Normalisation, Norme homologuée T 90-350.
- Andersen MM, Riget FF, Sparholt H (1984). A modification of the Trent Index for use in Denmark. *Water Res.* **18** : 141–151.
- Archaimbault V, Usseglio-Polatera P, Garric J, Wasson JG, Babut M (2010). Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biol.* **55** : 1430–1446.
- Armitage PD, Moss D, Wright JF, Furse MT (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* **17** : 333–347.
- Bailey RC, Norris RH, Reynoldson TB (2004). *Bioassessment of Freshwater Ecosystems: Using the Reference Condition Approach*. Dordrecht: Kluwer. 184 pp.
- Balloch D, Davis CE, Jones FH (1976). Biological assessment of water quality in three British rivers: the North Esk (Scotland), The Ivel (England) and The Taff (Wales). *Water Pollut. Cont.* **75** : 92–100.
- Barbour MT, Stribling JB, Karr JR (1995). Multimetric approaches for establishing biocriteria and measuring biological condition. In Davis WS, Simon TP (eds) *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*, Boca Raton, FL: Lewis, 63–77.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Washington DC: US EPA. 202 pp.
- Beck WM (1955). Suggested method for reporting biotic data. *Sewage Indust. Wastes* **27** : 1193–1197.
- Benke AC (1993). Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verh. Int. Ver. Limnol.* **25** : 15–38.

- Bielby GH (1960). The biology of river pollution, with reference to the Bristol Avon River Board area. *J. Inst. Sew. Purif.* **3** : 298–301.
- Böhmer J, Rawer-Jost C, Zenker A, Meier C, Feld CK, Biss R, Hering D (2004). Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica* **34** : 416–432.
- Bonada N, Prat N, Munné A, Rieradevall M, Alba-Tercedor J, Alvarez M, Avilés J, Casas J, Jáimez-Cuéllar P, Mellado A, Moyá G, Pardo I, Robles S, Ramón G, Suárez ML, Toro M, Rosario, Vidal-Abarca MR, Vivas S, Zamora-Muñoz C (2002). Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnetica* **21** : 99–114.
- Bonada N, Prat N, Resh VH, Statzner B (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* **51** : 495–523.
- Borgstrøm R, Saltveit SJ (1978). *Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sogndsvannsbekken – Frognerelva, Holmenbekken – Hoffselva og Moerradalsbekken.* Rapport 38. Laboratoriet for Ferskvattens Økologisk innlanfiske, Oslo, Norway.
- Buffagni A, Erba S, Cazzola M, Kemp J (2004). The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia* **516** : 313–329.
- Butcher RW (1946). The biological detection of pollution. *J. Inst. Sew. Purif.* **3** : 92–102.
- Butcher RW, Longwell J, Pentelow FTK (1937). Survey of the River Tees, III. The non-tidal reaches, chemical and biological. *Water Pollution Research, Technical Paper n°6*, HMSO, London, 188 pp.
- Butcher RW, Pentelow FTK, Woodley JWA (1931). An investigation of the River Lark and the effect of beet-sugar pollution. *Fish Invest. Lond. Ser. 1* **3** : 1–112.
- Carpenter KE (1926). The lead mine as an active agent in river pollution. *Ann. Appl. Biol.* **13** : 395–401.
- Chandler JR (1970). A biological approach to water quality management. *Water Pollut. Cont.* **69** : 415–421.
- Culp JM, Armanini DG, Dunbar MJ, Orlofske JM, Poff LN, Pollard AL, Yates AG, Hose GC (2010). Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integr. Environ. Assess. Mgmt* **7** : 187–197.
- Cummins KW (1974). Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* **24** : 631–641.
- Cummins KW, Klug MJ (1979). Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **10** : 147–172.
- De Pauw N, Vanhooren G (1983). Methods for biological assessment for water courses in Belgium. *Hydrobiologia* **100** : 153–168.
- Díaz S, Cabido M (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* **16** : 646–655.
- Fleituch T (2003). Structure and functional organization of benthic invertebrates in a regulated stream. *Int. Rev. Hydrobiol.* **88** : 332–344.
- Gayraud S, Statzner B, Bady P, Haybachp A, Schöll F, Usseglio-Polatera P (2003). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biol.* **48** : 2045–2064.
- Gessner MO, Chauvet E (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* **12**: 498–510.
- Gessner MO, Chauvet E, Dobson M (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* **85** : 377–384.
- Graça MAS, Gessner MO, Bärlocher F, eds. (2005). *Methods to Study Litter Decomposition. A Practical Guide.* Springer.
- Grubaugh JW, Wallace JB, Houston ES (1997). Secondary production along a Southern Appalachian river continuum. *Freshwater Biol.* **37** : 581–596.
- Hawkes HA (1956). The biological assessment of pollution in Birmingham streams. *J. Instn. Munic. Engrs.* **82** : 452.
- Hellawell JM (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management.* London: Elsevier. 546 pp.
- Hering D, Moog O, Sandin L, Verdonschot PFM (2004). Integrated assessment of running waters in Europe. *Hydrobiologia* **516** : 1–20.
- Hose G, Turak E, Waddell N. 2004. Reproducibility of AUSRIVAS rapid bioassessments using macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **23** : 126–139.

- Hynes HBN (1959) The use of invertebrates as indicators of river pollution. *Proc. Linn. Soc. Lond.* **2** : 165–169.
- Jackson JK, Fisher SG (1986). Secondary production, emergence, and export of aquatic insects of a Sonoran Desert stream. *Ecology* **67** : 629–638.
- Juanita B, Spurlock F (2007). Biological assessment of urban and agricultural streams in the California Central Valley. *Environ. Monitor. Assess.* **1** : 483–493.
- Karr JR (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6** : 21–27.
- Karr JR, Chu EW (1997). Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **3** : 993–1004.
- Kerans BL, Karr JR (1994). A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecol. Applic.* **4** : 768–785.
- Knoblen RAE, Roos C, van Oirschot MCM (1995). Biological Assessment Methods for Watercourses. – UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment, RIZA report nr. **95.066**: 86 pp.
- Kolkwitz R, Marsson M (1902). Grundsätze für die biologische Beurtheilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Königl. Prüfungsanstalt Wasser Abwasser* **1** : 3–72.
- Kolkwitz R, Marsson M (1908) Ökologie der pflanzlichen Saprobein. *Ber. dtsh. bot. Ges.* **26** : 505–519.
- Kolkwitz R, Marsson M (1909) Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* **2** : 126–152.
- Krueger CC, Waters TF (1983). Annual production of macroinvertebrates in three streams of different water quality. *Ecology* **64** : 840–850.
- Liess M, Von Der Ohe PC (2005) Analysing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environ. Toxicol. Chem.* **24** : 954–965.
- Linke S, Norris RH, Faith DP, Stockwell D (2005). ANNA: a new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biol.* **50**: 147–158.
- Lothian River Purification Board (1950). *Annual Report*, 27 pp.
- Lücke JD, Johnson RK (2009). Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. *Ecol. Indic.* **9** : 659–669.
- Mondy CP, Villeneuve B, Arcahimbault V, Usseglio-Polatera P (2012). A new macroinvertebrate-based multimetric index (I_2M_2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecol. Indic.* **18** : 452–467.
- Niederländer HAG, Dogterom J, Buijs PHL, Hupkes R, Adriaanse M (1996). State of the art on monitoring and assessment of rivers. – UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment, RIZA report nr. 95.068: 120 pp.
- Norris RH, Thoms MC (1999). What is river health? *Freshwater Biol.* **41** : 197–209.
- Norris RH, Hawkins CP (2000). Monitoring river health. *Hydrobiologia* **435** : 5–17.
- Ofenböck T, Moog O, Gerritsen J, Barbour M (2004). A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* **516** : 251–268.
- Palmer CG, Maart B, Palmer AR, O’Keefe JH (1996). An assessment of macroinvertebrate functional feeding groups as water quality indicators in the Buffalo River, eastern Cape Province, South Africa. *Hydrobiologia* **318** : 153–164.
- Pavluk TI, bij de Vaate A, Leslie HA (2000). Development of an Index of Trophic Completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia* **427** : 135–141.
- Pentelov FTK, Butcher RW, Grindley U (1938). An investigation of the effects of milk wastes on the Bristol Avon. *Fish Invest. Lond. Ser. 1* **4** : 1–80.
- Rantalainen ML, Fritze H, Haimi J, Pennanen T, Setälä H (2005). Species richness and food web structure of soil decomposer community as affected by the size of habitat fragment and habitat corridors. *Global Change Biol.* **11** : 1614–1627
- Resh VH, Norris RH, Barbour MT (1995). Design and implementation of rapid bioassessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Aust. J. Ecol.* **20** : 108–121.
- Reynoldson TB, Norris RH, Resh VH, Day KE, Rosenberg DM (1997). The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **16** : 833–852.
- Rosenberg DM, Resh VH, eds. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. 488 pp.
- Rosenberg DM, Reynoldson TB, Resh VH (2000). Establishing reference conditions in the Fraser River catchment, British Columbia, Canada, using the BEAST (Benthic Assessment of SedimenT) predictive

- model. In Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT (eds), *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. Ambleside, UK: Freshwater Biol. Assoc., 181–194
- Schäfer RB, Caquet Th, Siimes K, Mueller R, Lagadic L, Liess M (2007). Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Sci. Total Environ.* **382** : 272–285.
 - Simpson JC, Norris RH (2000). Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. In Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT (eds), *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. Ambleside, UK: Freshwater Biol. Assoc., 125–142.
 - Southwood TRE (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *J. Anim. Ecol.* **46** : 337–365.
 - Stark JD, Banks JE, Vargas R (2004). How risky is risk assessment: The role that life history strategies play in susceptibility of species to stress. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* **101** : 732–736.
 - Statzner B, Bêche LA (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biol.* **55** : 80–119.
 - Statzner B, Sperling F (1993). Potential contribution of system-specific knowledge (SSK) to stream management decisions: ecological and economic aspects. *Freshwater Biol.* **29** : 313–342.
 - Statzner B, Hildrew AG, Resh VH (2001). Species traits and environmental constraints: entomological research and the history of ecological theory. *Annu. Rev. Entomol.* **46** : 291–316.
 - Tachet H, Richoux P, Bournaud M, Usseglio-Polatera P (2010). Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris. 588 pp.
 - Thorne RSJ, Williams WP (1997). The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biol.* **37** : 671–686.
 - Townsend CR (1989). The patch dynamics concept of stream community ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **8** : 36–50.
 - Trent River Board (1960). *9th Annual Report*, 102 pp.
 - Tuffery G, Verneaux J (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité des eaux courantes – Indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Fr.-Comté, Besançon*, **3** : 79–90.
 - Usseglio-Polatera P (1991). Représentation graphique synthétique de la signification écologique d'un peuplement. Application aux macroinvertébrés du Rhône à Lyon. *Bull. Ecol.* **22** : 195–202.
 - Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P, Tachet H (2000a). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups of similar traits. *Freshwater Biol.* **43** : 175–205.
 - Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P, Tachet H (2000b). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* **422/423** : 153–162.
 - Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37** : 130–137.
 - Verneaux J, Faessel B, Malesieux G (1976). Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. Trav. Lab. Hydrobiol. Univ. Fr.-Comté, et C.T.G.R.E.F., 16 pp.
 - Verneaux J, Gamiche P, Janier F, Monnot A (1982). Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes – un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Ann. Sci. Univ. Fr.-Comté, Besançon*, **4**, 11–21.
 - Vlek HE, Verdonschot PFM, Nijboer RC (2004). Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **516** : 173–189.
 - Wagener SM, Oswald MW, Schimel JP (1998). River and soil continua: parallels in carbon and nutrient processing. *BioScience* **48** : 104–108.
 - Webb CT, Hoeting JA, Ames GM, Pyne MI, Poff NL (2010). A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecol. Lett.* **13** : 267–283.
 - Webster JR, Patten BC (1979). Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecol. Monog.* **49** : 51–72.
 - Woodiwiss FS (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* 443–447.
 - Wright JF (2000). An introduction to RIVPACS. In Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT (eds), *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. Ambleside, UK: Freshwater Biol. Assoc., 1–24.
 - Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT, eds. (2000). *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. Ambleside, UK: Freshwater Biological Association.

Page de notes

La biosurveillance de la qualité de l'air

Damien CUNY

Professeur, Université de Lille 2

E.A. 4483 – Impacts de l'environnement chimique sur la santé humaine

Laboratoire des Sciences Végétales et Fongiques

Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques de Lille

3 rue du Professeur Laguesse - B.P. 86 - 59000 Lille Cedex

Tél. : 03 20 96 47 48 - damien.cuny@univ-lille2.fr

1) Introduction

La biosurveillance a été définie en 2002 par Garrec et Van Haluwyn comme « l'utilisation à tous les niveaux d'organisation biologique (*moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique, écologique*) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution ». Quatre dimensions lui sont associées : la biointégration, la bioindication, l'utilisation de biomarqueurs et la bioaccumulation. Ces quatre niveaux reprennent les différentes échelles décrites dans la définition, de l'observation des communautés (biointégration) à la recherche de marqueurs infra cliniques (biomarqueurs). La bioaccumulation visant elle à l'étude des concentrations des polluants accumulés dans les tissus.

Même si, en théorie, la biosurveillance de la qualité de l'air peut se pratiquer avec un très grand nombre d'organismes, il faut convenir que celle-ci, historiquement et encore de nos jours, fait très majoritairement appel à des végétaux (inférieurs et supérieurs) ainsi qu'à des champignons (principalement les lichens). Les différentes techniques se déclinent en approches actives (apport de végétaux cultivés sur les sites d'études) ou passives (utilisation des végétaux se développant *in situ*).

Dans ce travail, nous proposons d'illustrer les principaux indicateurs couramment utilisés en biosurveillance de la qualité de l'air en structurant notre propos selon les différentes échelles précédemment citées.

2) La biointégration

La biointégration est l'étude de l'évolution des communautés (au sens large) en fonction des variations de la qualité de l'air. Il est nécessaire d'envisager ces variations dans toutes les directions possibles : modification de la fréquence, de l'abondance, d'une ou plusieurs espèces. Ces variations concernent aussi bien le développement comme la diminution des populations. Historiquement, c'est le domaine d'application des observations des communautés lichéniques épiphytes. En effet, dès le XIX^{ème} siècle, le lichénologue Nylander a observé une disparition des lichens épiphytes en fonction de la pollution de l'air et les a même qualifiés « d'hygiomètres » de l'air. Dans les années 1970, Hawksworth et Rose ont proposé une échelle de correspondance entre les groupes de lichens épiphytes et les concentrations atmosphériques de dioxyde de soufre (SO₂). A cette époque, l'acidification des écorces engendrée par ce polluant provoquait une disparition plus ou moins importante des lichens. Cette méthode a permis de réaliser des cartographies sur de grandes échelles du territoire. L'évolution des polluants atmosphériques a rendu cette échelle de nos jours obsolète mais les observations lichéniques perdurent grâce à la mise au point de nouvelles méthodes, principalement la méthode de l'indice biologique de lichens épiphytes (IBLE) normalisée au niveau français. Depuis le milieu des années 90, nous avons observé une modification profonde des communautés de lichens épiphytes avec une réapparition des lichens dans des zones où ils avaient jadis disparu. Cependant, ce retour des lichens se fait avec une large prédominance des communautés nitrophiles, signe d'une prédominance des effets combinés des polluants azotés et des particules.

Actuellement ces techniques sont utilisées pour cartographier les effets de la qualité de l'air sur de larges zones telles que dans le cadre du projet CARL (Cartographie Régionale de la Qualité de l'Air à l'aide des lichens) en région Nord-pas de Calais.

Les lichens ne sont pas les seuls organismes dont les variations populationnelles révèlent des modifications de l'environnement atmosphérique. Ainsi, par exemple, dans le cadre du suivi des impacts du changement climatique, de nombreuses simulations ont été publiées sur l'évolution des communautés végétales. En fonction des scénarii retenus, on observe des turn-over importants d'espèces notamment dans l'Europe du sud et des modifications des aires de répartition. Des impacts similaires ont été reportés pour les communautés fongiques (autres que les lichens), animales, bactériennes...

3) La bioindication

Par définition, la bioindication s'intéresse aux effets visibles des polluants sur les espèces utilisées. Ces effets sont divers tels que des nécroses, des chloroses, des déformations foliaires, des perturbations de la floraison et de la croissance.... Un nombre très important de travaux a été réalisé sur les effets de l'ozone (polluant particulièrement phytotoxique) qui provoque des atteintes foliaires visibles. Il serait illusoire de réaliser ici une revue des travaux fondamentaux sur les mécanismes d'action de l'ozone. Nous proposons de présenter les principales approches de la biosurveillance.

L'un des végétaux les plus utilisés pour cela est le Tabac. Heggstad (1991) propose un historique de l'utilisation des variétés Bel B, C et W3 de cette espèce. C'est principalement aux Etats-Unis (USA), dans les années 50, à la suite de l'observation de nécroses foliaires sur les feuilles de tabac, entrant notamment dans la fabrication de cigares, que les premiers travaux ont commencé. L'ozone a été rapidement identifié comme responsable des nécroses observées et dès le début des années 60, le tabac fut utilisé comme bioindicateur de l'ozone.

Le principe d'utilisation du tabac est d'observer périodiquement (une fois par semaine est le plus fréquent) le développement de la surface foliaire nécrosée sur trois plants sensibles (var Bel W3 ou Bel C). Cette évaluation se fait par comparaison à des photos de référence et à une variété « tolérante » (Bel B). Le tabac n'est pas la seule plante utilisée pour la bioindication des effets de l'ozone. Le trèfle blanc (deux génotypes NC-S sensible et NC-R résistant) a également fait l'objet de très nombreux travaux. Le principe ici est la mesure de la production de matière sèche après un mois d'exposition environ.

Aux côtés de ces deux espèces qui sont utilisées dans la très grande majorité des travaux sur la biosurveillance de l'ozone, d'autres espèces ont fait l'objet de développements telles que le haricot, le peuplier...

A côté de ces recherches s'appuyant sur la biosurveillance active, d'autres équipes se sont penchées sur les effets de l'ozone sur les végétaux se développant *in situ* (espèces cultivées, forestières... <http://www.ozoneinjury.org/>).

L'ozone n'est pas le seul polluant suivi grâce à la biosurveillance. Ainsi, *Petunia hybrida* F1 *grandifolia* a été développé pour le suivi d'hydrocarbures atmosphériques. Il a été utilisé par Rzepka (2008) dans différentes stations situées dans la zone industrialo-portuaire de Dunkerque. Ces expositions ont mis en évidence, dans les sites les plus contaminés, des effets principalement sur la formation des feuilles et celle des fleurs. Plusieurs arguments laissent penser à une perturbation du développement liée à une perturbation des mécanismes hormonaux. Des recherches sont actuellement en cours dans ce domaine.

4) L'utilisation de biomarqueurs

Ce domaine, actuellement en voie de développement, est le plus récent et concerne les effets cellulaires, physiologiques, moléculaires des polluants chez les végétaux. Là encore il convient de distinguer les travaux de recherches fondamentales sur les mécanismes d'action des polluants, des travaux de biosurveillance faisant appel à ces marqueurs. Le développement des investigations répond à la nécessité d'avoir des marqueurs précoces.

La Figure 1 expose les grands types de biomarqueurs utilisés chez les végétaux : modifications ultrastructurales, atteintes de la photosynthèse (mesures de la fluorescence, concentrations en chlorophylle, activité photosynthétique...), stress oxydant : observation de dégâts avec la génération de malondialdéhyde (MDA), activités enzymatiques (CAT, SOD, GPX, APX...), concentration de molécules antioxydantes (Vit. E, C, GSH/GSSG....). Les marqueurs de stress oxydant ont fait l'objet de nombreux travaux ce qui permet d'avoir une bonne compréhension des mécanismes cellulaires mis en jeu. Par contre, ils manquent souvent de spécificité. Plusieurs stress concomitants qu'ils soient abiotiques ou biotiques peuvent provoquer des variations des marqueurs de stress oxydant sans qu'il soit réellement possible d'établir les liens de causes à effets.

Des études de génotoxicité (basées par exemple sur le test *Tradescantia* Trad-MCN ou le test des comètes réalisés sur les feuilles de végétaux), ont été utilisées pour évaluer le caractère génotoxique des polluants atmosphériques (Monarca et al. 2001 ; Sadowska et al. 1994). Certains de ces travaux ont également permis de mener des études de biosurveillance à l'intérieur des locaux. Ainsi, Rzepka et al. 2010 ont mis en évidence le caractère génotoxique de l'air dans dix salles de classe. Bien entendu cela n'établit pas une quelconque probabilité de survenue d'un cancer à l'âge adulte des enfants exposés. En revanche, cela justifie en premier lieu la nécessité de prendre des mesures afin de limiter les sources de polluants et donc de limiter au maximum l'exposition des enfants.

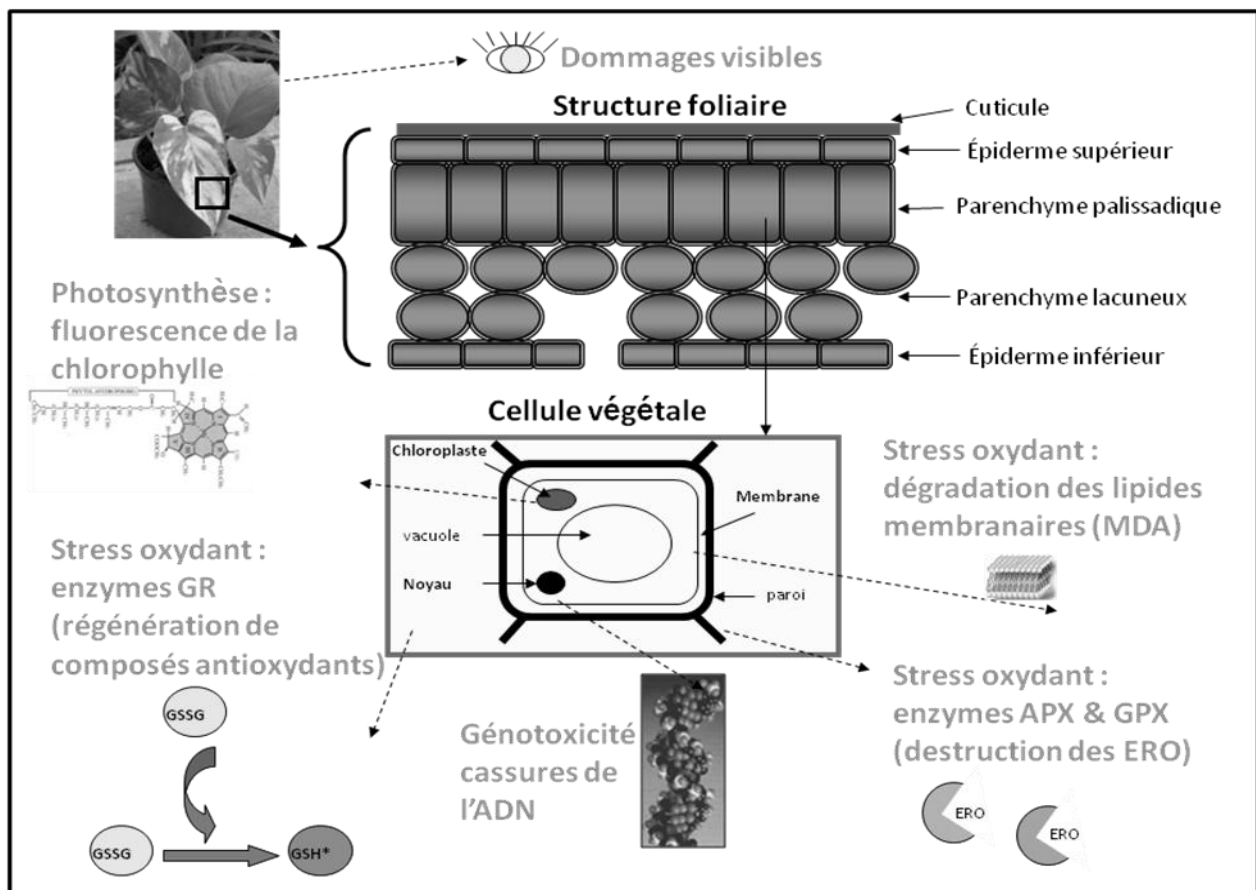


Figure 1 : Un stress oxydant va provoquer la peroxydation des lipides membranaires. Le malondialdéhyde (MDA) est un produit issu de cette peroxydation. Un stress oxydant déclenche des mécanismes de défense au niveau des cellules, dont l'augmentation d'activités enzymatiques, telles que l'ascorbate peroxydase (APX) et la glutathion peroxydase (GPX). Ces enzymes transforment les Espèces Réactives de l'Oxygène (ERO) formées au cours des processus de stress oxydant. L'augmentation de ces activités enzymatiques met donc en évidence l'existence d'un stress oxydant. De même, les cellules possèdent des systèmes antioxydants non enzymatiques tels que le glutathion (GSH). Ce dernier s'oxyde pour neutraliser une espèce réactive et forme un dimère (le GSSG). La réduction de ce dimère (et donc la régénération de l'antioxydant GSH) fait appel à une enzyme : la glutathion réductase (GR). Certains polluants peuvent avoir un effet génotoxique et entraîner des lésions de l'ADN. Un stress oxydant prolongé peut également causer des atteintes à l'ADN (Cuny et Rzepka-Cuny, 2009).

Dans le domaine de la biosurveillance de la qualité de l'air comme pour les autres milieux, nous retrouvons les limites classiques des biomarqueurs telles que le manque de spécificité des réponses comme nous l'avons évoqué. Certains auteurs comme Cuny et al. (2004) ou Rodriguez et al. (2011) préconisent une utilisation combinée de plusieurs biomarqueurs afin d'affiner les résultats. Reste que cette solution n'est pas parfaite et n'apporte pas de réponse sur un autre point : quelle est la représentativité de ces variations aux échelles d'organisation plus importantes (communauté, écosystèmes) ? Des recherches fondamentales restent nécessaires sur ce point afin de consolider la démarche d'évaluation des risques environnementaux à partir des arguments cellulaires. L'intégration des différents niveaux (de la biointégration à l'utilisation de biomarqueurs et l'association de paramètres physico-chimiques) reste une stratégie pertinente.

5) La bioaccumulation

Ce domaine est en marge des précédents car il ne permet pas de mettre en évidence une réaction des organismes utilisés qui sont, dans ce cas, des matrices permettant le dosage des xénobiotiques. Beaucoup de polluants peuvent s'accumuler au sein des tissus végétaux. Des cartographies spatio-temporelles reflétant l'imprégnation des organismes bioaccumulateurs à son environnement ont ainsi été réalisées. Là encore, il est difficile de montrer l'ampleur des travaux réalisés dans ce domaine mais il est plus simple d'en tracer quelques grandes lignes. Les polluants les plus fréquemment recherchés sont des composés peu dégradables et/ou ayant un fort coefficient de partage octanol/eau, et qui s'accumulent dans

les graisses, tels que les métaux ou les polluants organiques persistants (HAP, dioxines, furanes, certains pesticides...). Ainsi, Rzepka et Cuny (2009) ont réalisé une revue des principales méthodologies de biosurveillance (végétales et fongiques) utilisées dans le but de surveiller les variations de concentrations des éléments traces métalliques dans l'environnement, de pouvoir identifier les sources d'émissions et d'évaluer les risques sanitaires (principalement par l'utilisation de végétaux cultivés) et environnementaux (avec des végétaux se développant *in situ* ou transplantés). De même, les particules sont aussi des polluants faisant l'objet de préoccupations majeures actuellement. De nombreux travaux ont eu pour objet de mesurer l'imprégnation des végétaux par les poussières. Rzepka- Cuny et Cuny (2011) ont étudié l'accumulation de poussières à proximité de différentes sources dans l'agglomération dunkerquoise. L'observation des dépôts au microscope électronique à balayage couplé à la diffraction X a permis d'analyser la nature des poussières mais aussi de mettre en évidence leur grande diversité granulométrique qui inclut des fractions ultra-fines présentant un risque sanitaire plus important.

L'analyse de végétaux cultivés ou de champignons consommés par l'homme, permet de calculer directement les doses consommées, d'évaluer l'exposition, en combinant lorsqu'elles existent les autres voies d'exposition, et le risque encouru. Plus globalement, grâce à ces méthodes, l'accumulation des polluants au sein de réseaux trophiques complexes peut être décrite. Ces approches figurent parmi celles qui font un lien entre biosurveillance environnementale et santé humaine.

6) Conclusion - futurs challenges

Cet article présente les principales techniques employées dans la biosurveillance de la qualité de l'air. Bien que les applications soient très nombreuses, que plusieurs normes existent (au niveau français comme au niveau européen), il reste encore bien entendu à acquérir des connaissances fondamentales notamment dans le domaine de la spécificité des réponses observées.

Le développement des techniques toxicogénomiques dans le domaine végétal date d'une dizaine d'années et s'est essentiellement concentré sur les mécanismes physiologiques fondamentaux (photosynthèse, nutrition azotée, métabolites secondaires...) ainsi que sur des propriétés agronomiques (Wullschleger & Difazio, 2003 ; Bonté 2007). Cependant, l'écotoxicogénomique (couramment utilisée chez les organismes aquatiques, Ju et al., 2007) prend actuellement son essor et inclut des travaux sur les végétaux. Steinberg et al. (2008) présentent les potentialités de tels outils à travers notamment les stress induits par les métaux ou les pesticides. C'est une technique essentielle pour l'identification des réponses génétiques des organismes face à différents stress aidant ainsi au développement de nouveaux biomarqueurs (à la fois plus précoces mais aussi plus spécifiques) le tout s'intégrant dans une démarche d'évaluation des risques liés à la présence de xénobiotiques dans l'environnement. Parmi les challenges qui restent à relever, il y a la sélection des gènes d'intérêt. Ceux-ci doivent être représentatifs des voies métaboliques et apporter une information suffisamment pertinente pour permettre une interprétation. De plus il est nécessaire d'apprécier la pertinence écotoxicologique de la réponse génomique observée. Ainsi, les méthodes « traditionnelles » ne doivent pas être abandonnées au profit de ces nouvelles approches mais au contraire y être associées. En effet, il est clair qu'un seul outil ne peut répondre aux questions relatives aux effets des polluants et qu'il est nécessaire de privilégier le développement de batteries d'indicateurs.

Il est clair que si la biosurveillance peut actuellement apporter des solutions, elle se doit de garder sa fiabilité et son applicabilité selon l'évolution de la pollution atmosphérique. Ainsi, la modification des activités, les fruits des actions publiques, les changements des habitudes de consommation, entre autres, font que les situations de pollution évoluent quantitativement (baisse des concentrations pour certains polluants, augmentation pour d'autres, modification des mélanges présents dans l'environnement) et qualitativement (de nouvelles préoccupations telles que les phtalates, les nanoparticules, les perturbateurs endocriniens...). La volonté d'entrer dans une politique de territoire durable va renforcer ces évolutions et les besoins d'outils fiables.

Ainsi, ces modifications de la pollution de l'environnement appellent aux développements de nouveaux concepts de biosurveillance qu'il est nécessaire d'entreprendre maintenant si nous voulons être prêts à relever les nouveaux défis qui vont se présenter dans les prochaines années. Ces challenges peuvent se résumer ainsi : faire évoluer la biosurveillance en développant des marqueurs plus sensibles et plus spécifiques des polluants afin de répondre au mieux aux besoins des acteurs locaux dans le diagnostic et le suivi de l'environnement et des risques liés à la présence de polluants.

Bibliographie

- Bonté F., 2007, Puces à ADN, une technologie d'évaluation de l'activité biologique des molécules naturelles, *La Phytothérapie Européenne*, 8-10.
- Cuny D., Rzepka-Cuny M.A., 2009, Evaluation des capacités d'épuration de l'air intérieur par les plantes et de la phytotoxicité des polluants. Aspects généraux et apports de la phase I du programme Phytair, *Air Pur*, 77, 43-50.
- Cuny D., Van Haluwyn C., Shirali P., Zerimech F., Jérôme L. & Haguenoer J.M., 2004, Cellular impact of metal trace elements in terricolous lichen *Diploschistes muscorum* (Scop.) R. Sant. – Identification of oxidative stress biomarkers, *Water Air and Soil Pollution*, 152, 55-69.
- Heggestad, H.E., 1991. Origin of Bel-W3, Bel-C and Bel-B tobacco varieties and their use as indicators of ozone, *Environmental Pollution*, 74:264-291.
- Ju Z., Wells M. C., Walter R.B., 2007, DNA microarray technology in toxicogenomics of aquatic models: Methods and applications, *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C 145, 5–14.
- Garrec J.P. & Van Haluwyn C., 2002, *La biosurveillance végétale de la qualité de l'air*, Tec et Doc (ed.), 117p.
- Rodriguez J.H., eller S.B., Wannaz E.D., Klumpp A. & Pignata M.L., 2011, Air quality biomonitoring in agricultural areas nearby to urban and industrial emission sources in Cordoba province, Argentina, employing the bioindicator *Tillandsia capillaris*, *Ecological Indicators*, 11, 1673-1680.
- Szykowska MI, Pawlaczyk A, Rogowski J. 2008, ToF-SIMS and SEM-EDS analysis of the surface of chosen bioindicators, *Applied Surface Sciences*, 255:1165-1169.
- Steinberg C.E.W., Stürzenbaum S.R., Menzel R., 2007, Genes and environment — Striking the fine balance between sophisticated biomonitoring and true functional environmental genomics, *Science of the Total Environment*, 400, 141-161.
- Rzepka M.A., Cuny D., 2009, Biosurveillance végétale et fongique des éléments traces métalliques atmosphériques, *Air Pur*, 75, 66-77
- Rzepka-Cuny M.A., & Cuny D., 2011, Preliminary researches on the use of an air biomonitoring network using plants in a complex industrial zone: application of ray-grass in Dunkerque, *Acta Botanica Gallica*, 158, 387-400.
- Rzepka MA, Trinh Tran D, Coquelle I, Allemant L, Cuny D., 2010, Biomonitoring of indoor air genotoxic properties in ten schools using *Scindapsus aureus*, *International Journal of Environment and Health*, 4 (2/3):224-234
- Wang L, Liu L.-Y, Gao S.-Y, Hasl E, Wang Z., 2006, Physicochemical characteristics of ambient particles settling upon leaf surfaces of urban plants in Beijing, *Journal of Environmental Sciences*, 18:921-926.
- Wullschlegel S.D. & Difazio S.P., 2003, Emerging use of gene expression microarrays in plant physiology, *Comparative and Functional Genomics*, 4: 216–224.

Remerciements

L'auteur tient à associer à ce texte : C. Van Haluwyn, J.P. Garrec, l'équipe du comité régional Nord-Pas de Calais de l'APPA avec lequel de nombreux travaux de biosurveillance sont réalisés ainsi que l'ADEME et le Conseil Régional Nord-pas de Calais pour leur soutien technique et financier.

Page de notes

Quels bioindicateurs pour une gestion durable des sols ?

Eric BLANCHART

Chercheur, Directeur de recherche, Institut de Recherche pour le Développement

UMR 210 Eco&Sols (Montpellier SupAgro, CIRAD, INRA, IRD)

2 Place Viala - 34060 Montpellier Cedex 2

Tél. : 04 99 61 21 03 - eric.blanchart@ird.fr

1) L'importance des sols pour l'humanité

Ce n'est que depuis une vingtaine d'années que la société et les politiques ont pris conscience que les sols se dégradent et que les conséquences pouvaient être dramatiques. Une mauvaise gestion des sols, qu'elle soit pour l'agriculture, l'industrie ou l'urbanisation, met non seulement en péril le sol lui-même mais également l'environnement et l'humanité. Il fallait gérer les sols autrement et de nouvelles politiques se sont alors mises en place avec comme objectifs à la fois la réhabilitation et la protection des sols. En France, le programme GESSOL a été initié par le Ministère de l'Environnement en 1998 et plusieurs politiques publiques sur les boues d'épuration, sur les risques naturels, sur l'agriculture, etc., ont été mises en place à cette période. Au niveau européen, une stratégie thématique sur la protection des sols a été proposée en 2002 et adoptée en 2006 par le Parlement Européen. La Directive sur les sols est en revanche toujours en cours de négociation.

La publication en 2005 du rapport du Millennium Ecosystem Assessment (MEA) a renforcé l'importance des écosystèmes et donc des sols pour le bien-être de l'humanité. Le MEA a montré que l'humanité dépendait d'un certain nombre de biens et services écosystémiques classés en 4 catégories : les services de support (à la base de l'existence de la biodiversité), les biens et services d'approvisionnement (en nourriture, bois, fibres, etc.), les services de régulation (du climat, de la qualité de l'air, de la qualité de l'eau, etc.) et enfin, les services culturels (religieux, esthétiques, récréatifs, etc.) (Figure 1).

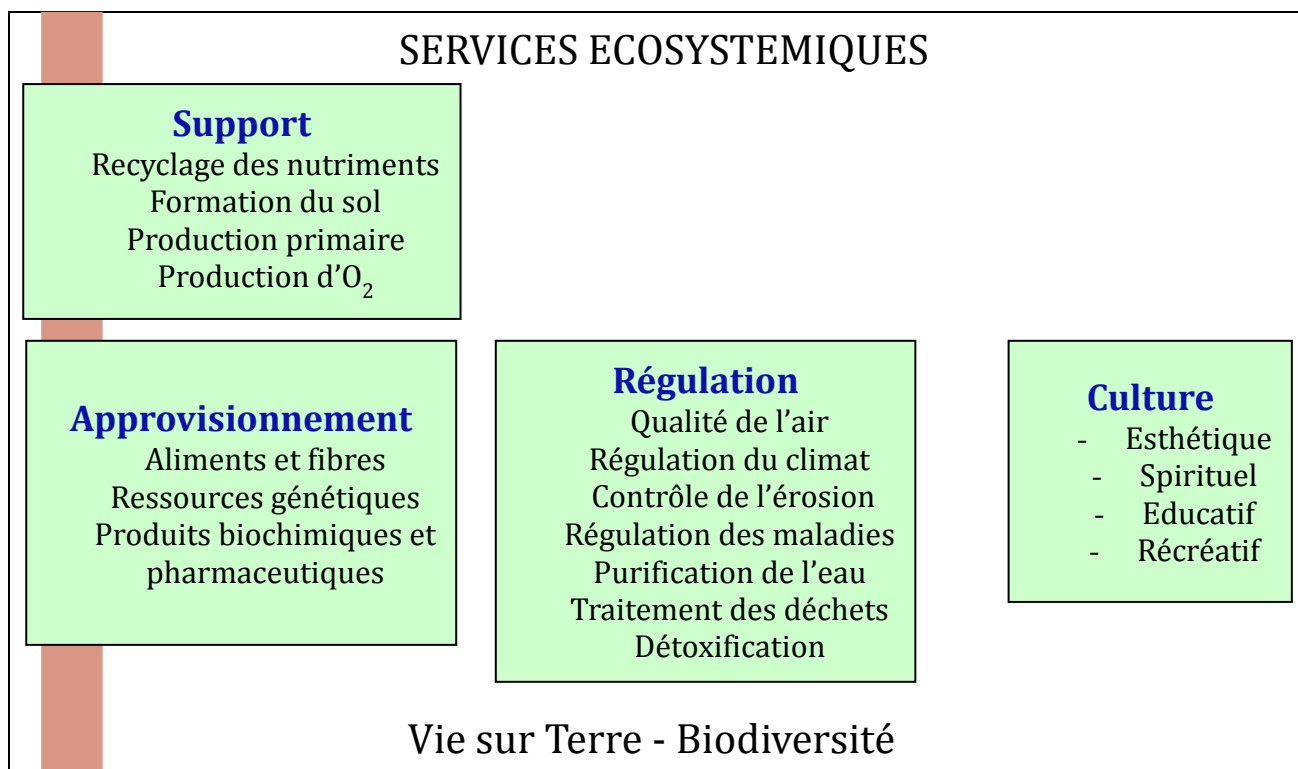


Figure 1 : Liste des différents services écosystémiques (MEA, 2005).

Les sols sont une composante majeure des écosystèmes pour la fourniture de services écosystémiques.
La biodiversité est à la base de tous les services.

Partant de ce schéma montrant l'importance de la Nature pour l'Humanité, il faut souligner deux points importants : (i) le premier est que ces services reposent sur la biodiversité, c'est-à-dire l'ensemble de la Vie existant sur Terre, (ii) le deuxième est que les sols sont la composante principale des écosystèmes terrestres pour la fourniture des services écosystémiques. Depuis longtemps l'homme a reconnu et utilisé les sols pour leurs fonctions agronomiques. On reconnaît maintenant aux sols une multitude de fonctions environnementales se traduisant en services écosystémiques comme la purification de l'eau, le traitement des déchets, la régulation du climat (via la séquestration du carbone et les émissions de gaz à effet de serre), la provision de ressources génétiques, etc. L'Homme étant dépendant de ces biens et services, il devient évident et nécessaire de gérer efficacement et durablement les écosystèmes et en particulier les sols.

2) La qualité d'un sol et les bioindicateurs

Bien que l'expression « qualité du sol » ait été utilisée dès 1977 (Warkentin & Fletcher, 1977) pour des sols agricoles, il a fallu attendre les années 90 pour que des définitions apparaissent et que des travaux scientifiques soient réalisés sur ce thème (Doran et al., 1994). Progressivement, la définition a évolué d'un cadre agricole en lien avec la productivité vers une vision beaucoup plus « multifonctionnelle » des sols. La qualité, parfois aussi appelée santé, d'un sol prend alors en compte non seulement la productivité mais également les impacts de la gestion d'un sol sur la qualité de l'environnement, la santé humaine et animale, la sécurité et la qualité alimentaire (Karlen et al., 2003). Ainsi, la définition de « qualité du sol » donnée par Karlen et al. (1997) comme la « capacité d'un sol à fonctionner » sous-entend que la gestion du sol doit permettre durablement la production animale et végétale, maintenir ou favoriser la qualité de l'eau et de l'air et supporter la santé humaine. On pourrait maintenant définir la qualité d'un sol par sa « capacité à fournir des biens et des services écosystémiques » (Chenu et al., in prep). La qualité d'un sol est également utilisée pour décrire la durabilité de son usage, la durabilité d'un sol étant alors la capacité d'un sol à conserver ou améliorer sa qualité avec le temps

Il n'existe pas d'outils pour mesurer la qualité d'un sol en raison de son caractère intégratif et dépendant du contexte. L'évaluation de la qualité d'un sol ne se limite pas à mesurer la ou les dégradation(s) (baisse de fertilité, érosion, compaction, etc.) ; elle nécessite aussi de s'intéresser aux fonctions et aux processus à l'origine de cette (ces) dégradation(s). Les indicateurs sont des propriétés mesurables du sol ou des plantes qui aident à comprendre comment le sol fonctionne. Ils sont généralement des propriétés ou processus physiques, chimiques ou biologiques. De nombreux travaux scientifiques ont tenté de trouver des indicateurs permettant une évaluation correcte de cette qualité. On s'intéressera ici aux indicateurs biologiques également appelés bioindicateurs.

3) La biodiversité des organismes et les processus écologiques

Comme l'a rappelé le MEA (2005), la biodiversité (ensemble de la vie sur Terre) est à la base de la fourniture de biens et de services écosystémiques. Il en est de même pour les sols : les organismes vivants du sol réalisent des fonctions écologiques qui déterminent les services rendus par les sols.

*** La biodiversité cachée du sol**

Les sols sont le siège d'une extraordinaire biodiversité qui reste pour l'essentiel très mal connue. On rencontre dans les sols les trois grands domaines du vivant : les bactéries, les archées (procaryotes constitués de cellules sans noyau) et les eucaryotes (constitués de cellules avec noyau, pouvant être unicellulaires comme les protozoaires ou pluricellulaires comme les plantes, les champignons et les animaux). Les scientifiques connaissent mal la diversité des espèces du sol habitant sur Terre et estiment n'avoir décrit qu'une toute petite partie des espèces : par exemple, on estime ne connaître que 1/1000 des espèces de bactéries, 1/100 des espèces de champignons, une petite moitié des espèces de vers de terre, etc. Sans savoir nommer toutes les espèces, des études ont montré qu'un mètre carré de sol peut renfermer plusieurs centaines d'espèces d'invertébrés et qu'un gramme de sol renfermait plusieurs milliers d'espèces bactériennes, ce qui peut représenter jusqu'à 1 milliard de cellules bactériennes.

Les scientifiques classent généralement ces organismes en fonction de leur taille : les microorganismes (bactéries et champignons), la microfaune (protozoaires et nématodes), la mésofaune (principalement collemboles et acariens), la macrofaune (vers de terre, mille-pattes, isopodes, adultes et larves d'insectes) et enfin la mégafaune (principalement des vertébrés comme la taupe) (Tableau I).

*** Les rôles écologiques des organismes du sol**

Les rôles écologiques joués par ces organismes du sol sont relativement bien connus. Les microorganismes sont les principaux décomposeurs de la matière organique permettant ainsi le recyclage des nutriments ; ils sont parfois appelés les ingénieurs chimiques du sol (Turbé et al., 2010). Les bactéries, seules ou en association avec certaines plantes, ont aussi des capacités à fixer l'azote atmosphérique ; certains

champignons peuvent de même s'associer avec des racines de plantes, formant des mycorhizes qui vont affecter le cycle des nutriments. Les organismes de la microfaune (protozoaires et nématodes) sont connus comme étant principalement des régulateurs des communautés microbiennes ; on les appelle parfois des microbivores. Les organismes de la mésofaune sont essentiellement considérés comme des détritivores, consommant et fragmentant la matière organique arrivant au sol. Enfin, les organismes de la macrofaune ont comme action principale de modifier la structure du sol, d'incorporer la matière organique dans le sol et de réguler, dans le cadre d'interactions non trophiques, la disponibilité des ressources pour les autres organismes ; on les appelle alors des ingénieurs du sol, en référence aux ingénieurs de l'écosystème définis par Jones et al. (1994).

Tableau 1 : Relation entre classification selon la taille des organismes et classification fonctionnelle

Classe de taille	Fonctions	Classe fonctionnelle
Microorganismes	Décomposent la matière organique, recyclent les nutriments, fixent l'azote, régulent certains pathogènes	Ingénieurs chimiques
Microfaune	Régulent les microorganismes par prédation, peuvent être parasites de plantes ou d'animaux	Microrégulateurs biotiques ou microbivores ou microprédateurs
Mésofaune	Fragmentent la matière organique, certains sont prédateurs d'organismes de la microfaune	Détritivores ou transformateurs de litière
Macrofaune	Fragmentent la matière organique, affectent la structure du sol, certains sont prédateurs	Ingénieurs du sol

* Les interactions entre organismes à la base des fonctions écologiques

Les interactions entre tous ces organismes sont nombreuses et complexes. Par exemple, les activités microbiennes dépendent de l'environnement abiotique, de l'accessibilité à la matière organique à décomposer, de la prédation par les microrégulateurs mais aussi de régulations non trophiques assurées par les ingénieurs du sol qui vont modifier les trois autres facteurs de contrôle. De nombreux travaux récents montrent que les vers de terre (les principaux ingénieurs du sol) affectent les cycles du carbone, du phosphore et de l'azote en modifiant, stimulant ou inhibant les microorganismes impliqués dans ces cycles (par exemple Chapuis-Lardy et al., 2011 ; Bernard et al., 2012). D'autres travaux ont montré que la prédation de bactéries (capables de dégrader le phosphore organique) par les nématodes favorisait le prélèvement de phosphore par les plantes (Irshad et al., 2011).

C'est l'ensemble de ces interactions trophiques et non trophiques qui vont déterminer le fonctionnement biologique du sol et, *in fine*, sa capacité à fournir des services écosystémiques (Figure 2).

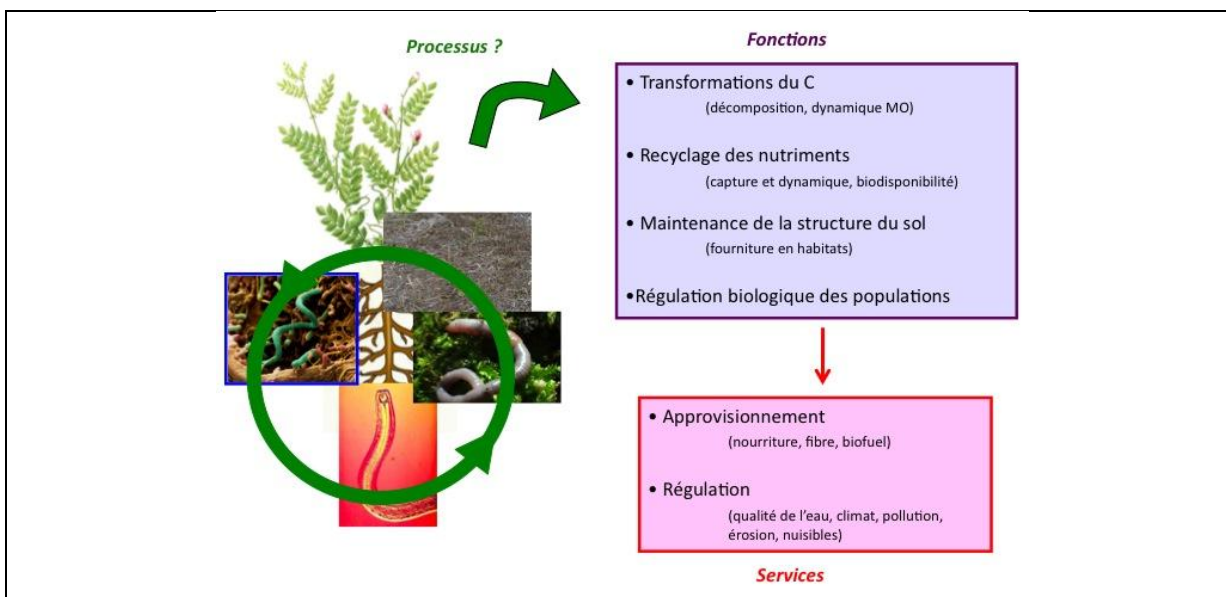


Figure 2 : Relations entre organismes du sol et services écosystémiques, via les processus et les fonctions écologiques

Les relations entre organismes du sol et services écosystémiques se font grâce à des fonctions écologiques. Kibblewhite et al. (2008) proposent 4 fonctions écologiques à la base de tous les services écosystémiques fournis par les sols : (i) la transformation des molécules carbonées (décomposition des résidus et de la matière organique du sol mais aussi synthèse de nouvelles molécules), (ii) le recyclage des nutriments, (iii) la maintenance de la structure du sol (agrégation, transport de particules, formation de réseaux poreux), et (iv) la régulation biologique des populations de bioagresseurs (Figure 3). Par exemple, la production agricole de nourriture repose sur ces 4 fonctions. Le contrôle de l'érosion dépend presque exclusivement de la maintenance de la structure du sol. La qualité et la provision en eau dépendent à la fois de la structure du sol (qui va contrôler le ruissellement, l'infiltration, la rétention de l'eau) et du recyclage des nutriments (qui va libérer plus ou moins d'éléments pouvant être lixiviés, comme les nitrates, et être à l'origine de pollutions).

Chacune de ces 4 fonctions écologiques est sous le contrôle des assemblages fonctionnels d'organismes du sol (Figure 3). Ainsi le recyclage des nutriments est principalement régulé par les microorganismes tandis que la maintenance de la structure du sol est surtout assurée par les ingénieurs du sol.

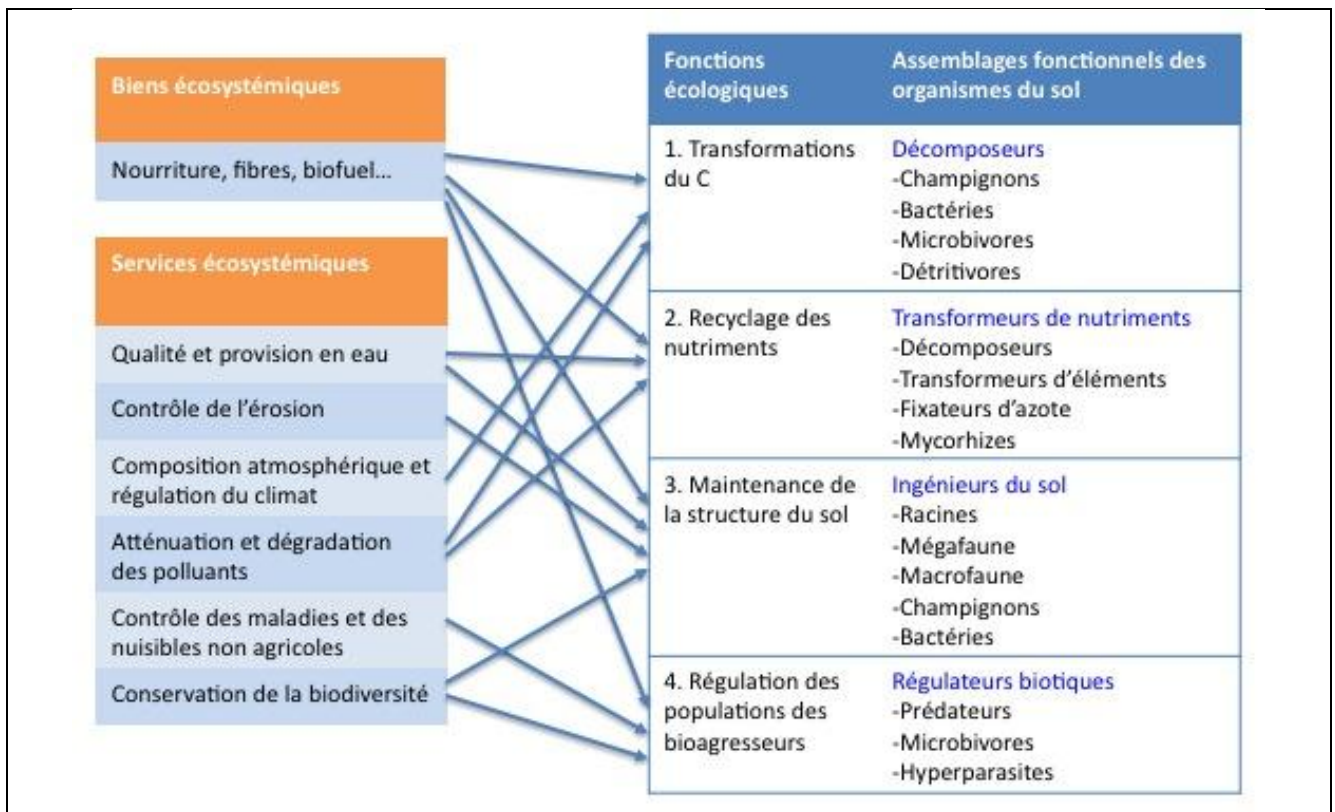


Figure 3 : Relations entre assemblages fonctionnels des organismes du sol et services écosystémiques, via les fonctions écologiques (d'après Kibblewhite et al., 2008).

4) Quels bioindicateurs ?

Si la qualité d'un sol se caractérise par sa capacité à fournir des services écosystémiques, quels indicateurs peuvent l'évaluer ? De la même façon, peut-on prendre en compte de façon intégrée, dans un même indicateur, l'ensemble des services écosystémiques, c'est-à-dire le côté « multiservices » des sols ? Cette dernière question se pose notamment pour la société qui peut vouloir soit des sols fournissant l'ensemble des services soit des sols tournés essentiellement vers la fourniture d'un seul ou de quelques services seulement. Cette question des compromis n'est pourtant pas très appliquée aux sols agricoles auxquels la société demande de fournir un grand nombre, si ce n'est tous les services simultanément : produire de la nourriture en évitant l'érosion et la pollution de l'eau et de l'environnement, conserver la biodiversité, favoriser la séquestration du carbone, fournir des paysages agréables, etc. La qualité d'un sol agricole est par conséquent, certainement la plus difficile à évaluer ; c'est celle qui a fait le plus l'objet de recherche (Karlen et al., 2003 ; Kibblewhite et al., 2008, Bispo et al., 2011).

Dans le cadre de la politique nationale de gestion des sites et sols pollués, la gestion des ressources et des milieux naturels passe avant tout par le respect des contraintes et des dispositions réglementaires mises en place dans le cadre des directives « Habitats » et « Oiseaux ». Il s'agit de préserver et de restaurer les écosystèmes et leur fonctionnalité afin de préserver leur capacité à fournir des services (ex : rétention des polluants, éviter les espèces envahissantes, restaurer une diversité des espèces qui vivent dans et sur le sol). La prise en compte de la fraction biodisponible qui correspond à la part des contaminants disponibles pour les organismes via le transfert dans les chaînes trophiques peut modifier considérablement les effets observés ou observables sur les écosystèmes exposés. Il s'agit aussi de développer et de promouvoir les techniques permettant de réduire cette fraction biodisponible.

* Les organismes comme indicateurs

De façon empirique, les utilisateurs des sols (agriculteurs notamment) ont défini leurs propres bioindicateurs. Une enquête menée par des étudiants de l'ISARA en 2011 dans le cadre du programme ANR-Pépites (Vian, non publié) a montré que le bioindicateur « préféré » des agriculteurs était la densité (ou la biomasse) de vers de terre car les vers de terre sont connus pour impacter à la fois la structure du sol et la décomposition et l'enfouissement des matières organiques. Certains agriculteurs vont jusqu'à compter les turricules (déjections) à la surface du sol. D'autres indicateurs biologiques sont aussi cités par les agriculteurs comme la biomasse microbienne, impliquée dans la décomposition des matières organiques, et certains organismes de la macrofaune comme les limaces (bioagresseurs) et les carabes (prédateurs de bioagresseurs). Parallèlement, des études scientifiques menées dans le cadre du programme Bioindicateurs de l'ADEME (voir numéro 16 (3) de la revue Etude et Gestion des Sols, 2009) ont aussi montré que ces organismes sont parmi ceux qui répondent positivement lorsqu'on passe d'un système agricole peu durable à un système considéré comme plus durable (sans travail du sol, avec apports de matière organique à la surface du sol, absence de pesticides).

De nombreux travaux scientifiques mettent en avant des indicateurs décrivant l'état biologique d'un sol, c'est-à-dire ses propriétés biologiques. Les pratiques culturales utilisées sur les sols agricoles ont des effets relativement bien connus sur les communautés d'organismes du sol. De nombreux articles scientifiques montrent comment le type et la profondeur de travail du sol, la quantité et la qualité de matières organiques exogènes apportées, les associations ou les rotations de culture, l'utilisation de produits phytosanitaires, etc., affectent les communautés de bactéries, de champignons, de nématodes, de collemboles, de vers de terre, de macrofaune, etc. (par exemple Peigné et al., 2009 ; Vian et al., 2008 ; Henneron, 2011 ; Pérès et al., 2011 ; Cluzeau et al., 2012).

Certaines espèces de vers de terre (comme *Aporrectodea caliginosa* ou *Allolobophora chlorotica*) sont ainsi sensibles à la pollution par les métaux alors que d'autres (comme *Lumbricus castaneus* ou *Dendrobaena rubida*) peuvent maintenir des populations en milieux pollués (Nahmani & Rossi, 2003). A l'opposé, certains Coléoptères Curculionidés semblent se développer dans ces sols pollués ; vers de terre et Coléoptères sont alors de bons bioindicateurs de la pollution des sols (Nahmani & Lavelle, 2002).

Ces travaux ont fait ou font l'objet de nombreux programmes de recherche en France (Programme Bioindicateurs de l'ADEME, Programme RMQS Biodiv, Programme RMQS Ecomic), en Europe (Programme ENVASSO), dans le Monde (Programme ANR-Pépites, etc.). L'un des objectifs de ces études est de fournir des référentiels concernant les espèces présentes dans un milieu donné, les valeurs de densité et/ou de biomasse mesurées dans une gamme de situations agro-pédo-climatiques variées (Coll et al., 2011 ; Cluzeau et al., 2012). La méthode IndVal (Dufrene & Legendre, 1997), couramment utilisée, permet de sélectionner les espèces ou les taxons ayant une valeur indicatrice significative dans une région donnée (Ruiz et al., 2011). Ces données sont donc d'une grande importance mais suffisent-elles à définir des bioindicateurs de la gestion durable des sols ? La difficulté réside dans le lien qui doit être fait entre paramètres biologiques et services écosystémiques.

La Figure 3 et le Tableau I montrent que, plus que la diversité, la densité ou la biomasse des espèces présentes, c'est l'appartenance de ces espèces à un groupe fonctionnel qui va ou peut définir leur niveau d'activité à travers la réalisation de processus qui vont affecter les 4 grandes fonctions écologiques et, *in fine*, les services écosystémiques.

* Les rôles fonctionnels des organismes du sol comme indicateurs

L'attribution de fonctions aux organismes du sol est particulièrement compliquée notamment pour les invertébrés tant la biologie des espèces est mal connue. Elle fait l'objet de nombreux programmes de recherche (par exemple ANR-Sofia, FRB-Betsi, GESSOL-Traces) et passe notamment par l'attribution aux espèces de traits fonctionnels. Les traits fonctionnels sont des caractéristiques morphologiques, anatomiques, physiologiques, comportementales qui vont définir les conséquences de l'activité d'un organisme donné sur son milieu ou sur les autres organismes.

Depuis longtemps cette approche a été appliquée à la nématofaune du sol, les chercheurs classant les nématodes en groupes trophiques : bactériovores, fongivores, omnivores, prédateurs, phytophages facultatifs, phytophages obligatoires (Bongers & Bongers, 1998). Cette approche permet de visualiser la pression de parasitisme sur les racines de plantes, et d'approcher le fonctionnement des micro-réseaux trophiques : la décomposition de la matière organique est-elle plutôt réalisée par les champignons ou par les bactéries ? (Djigal et al., 2012). Elle a également été appliquée à d'autres groupes comme les collemboles (classification en fonction du régime alimentaire) ou les vers de terre (classification en catégories écologiques qui prend en compte des données démographiques, comportementales, fonctionnelles). Concernant ces derniers organismes, les rôles joués par les épigés, anéciques ou endogés sur le fonctionnement du sol sont si différents qu'il faut les étudier séparément.

Le compartiment microbien est généralement bien décrit, notamment d'un point de vue global (biomasse microbienne, quantité d'ADN ou d'ARN, quantification des bactéries par l'étude du gène 16S et des champignons par celle du gène 18S, respiration hétérotrophe totale). Les outils moléculaires permettent également une analyse précise de la densité de groupes fonctionnels, notamment ceux impliqués dans le cycle de l'azote, en étudiant les gènes bactériens à l'origine des enzymes impliqués dans chaque partie du cycle (ammonification, nitrification, dénitrification, etc.). En revanche, on ne sait pratiquement rien des microorganismes impliqués dans le cycle du phosphore.

Tout cela montre combien il reste de recherches à mener avant de pouvoir relier organismes et fonctions et de pouvoir trouver des indicateurs biologiques permettant de rendre compte de la production des services écosystémiques.

Entre organismes et fonctions, on pourrait aussi s'intéresser aux interactions entre organismes. Un milieu diversifié mettant en œuvre de nombreuses et complexes interactions trophiques et non trophiques est un milieu réputé comme plus stable et plus résilient (Bengtsson, 1998 ; Loreau & Thébaud, 2006). Ceci signifie un milieu dans lequel la ressource est disponible et où les habitats sont diversifiés. Similairement à l'Indice Biologique de Qualité du Sol (Ruiz et al., 2011) qui prend en compte l'ensemble des macro-invertébrés d'un sol, on pourrait imaginer un Indice Biologique Global traitant conjointement l'ensemble (et surtout la diversité) des groupes fonctionnels (décomposeurs, détritivores, régulateurs trophiques, ingénieurs) ; ceci permettrait peut-être de représenter la diversité des interactions existant dans un sol et rendrait peut-être compte des services rendus par les sols.

*** Des fonctions écologiques comme indicateurs**

Les 4 principales fonctions écologiques (Figure 3) à l'origine des services écosystémiques ont aussi fait l'objet d'études dans le cadre de la définition d'indicateurs du fonctionnement du sol. Par exemple, ont été proposés comme indicateurs (i) de la transformation du carbone : la vitesse de décomposition d'une matière organique donnée, la respiration du sol, la quantité et les formes de matière organique, (ii) du recyclage des nutriments : le pH, la minéralisation de l'azote, (iii) de la maintenance de la structure du sol : la densité apparente, la porosité, la stabilité structurale et (iv) du contrôle des populations de bioagresseurs : les dommages occasionnés aux plantes.

5) Conclusions et perspectives

Jusqu'à présent, les indicateurs biologiques utilisés ou mis à disposition des utilisateurs ont manqué de références ; le projet Bioindicateurs de l'ADEME et les autres projets (comme le projet ANR-Pépites sur l'agriculture de conservation) étudiant les paramètres biologiques dans diverses conditions agro-pédo-climatiques vont permettre d'affiner notre connaissance de l'impact de différentes perturbations et aider à préciser des bioindicateurs de la gestion durable des sols.

Dans la littérature scientifique, on a encore du mal à trouver des corrélations entre paramètres biologiques, fonctions et services. C'est aussi en étudiant ces relations, dans différents contextes, qu'on pourra définir des bioindicateurs pertinents de la qualité des sols. Par exemple, au Brésil, les sols cultivés en semis direct sous couverture végétale permettent un stockage du carbone et une augmentation concomitante de la biomasse des larves de Coléoptères Scarabéidae (communément appelés les vers blancs) (Blanchart et al., 2007). Les relations de cause à effet ne sont pas forcément explicitées : les larves protègent-elles le carbone contre la minéralisation, ou alors le stockage de carbone organique permet-il un plus grand développement de larves ? Ces larves apparaissent néanmoins comme un bon indicateur du service de séquestration du carbone. Il existe encore trop peu de données scientifiques sur ces relations pour pouvoir proposer des indicateurs rendant compte de la production d'un service ou de plusieurs services écosystémiques.

Finalement, de futures recherches devraient se diriger vers :

- Une meilleure connaissance de la diversité des organismes du sol. Les approches classiques étant difficiles, les scientifiques se tournent de plus en plus vers des techniques moléculaires (microgénomiques, métagénomiques, etc.) qui vont se développer rapidement ;
- une meilleure compréhension des réponses des organismes à différents types de perturbation (ex : modification d'un système de culture, reconversion d'un site anciennement pollué, etc.) et des rôles fonctionnels des organismes. Il s'agit alors de décrire des traits de réponse et des traits d'effet (ou de fonction) des organismes du sol. Certains groupes d'organismes comme les protozoaires et les archées sont encore trop peu étudiés alors que leur rôle potentiel semble très important ;
- une analyse concomitante des divers groupes fonctionnels d'organismes : étudier, sur des mêmes situations, l'ensemble des groupes fonctionnels. Cette approche a été utilisée dans les programmes ADEME-Bioindicateurs et ANR-Pépites. Dans ce dernier, les résultats ont montré que les techniques d'agriculture de conservation permettent une augmentation conjointe de la plupart des groupes fonctionnels étudiés ;
- une analyse concomitante des paramètres biologiques du sol et des services écosystémiques ; ceci permettra d'accroître considérablement notre référentiel de bioindicateurs ;
- une meilleure prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle des paramètres biologiques ;
- des essais de manipulation d'organismes du sol afin de préciser leur rôle vis-à-vis de la fourniture de services écosystémiques ;
- une analyse plus fine des changements occasionnés par des changements de pratiques agricoles ;
- l'utilisation de techniques peu coûteuses et facilement répétables comme la spectroscopie infrarouge (ou les mesures hyperspectrales) pour évaluer la qualité des sols ;
- la modélisation des relations entre pratiques (ou perturbations), organismes (et interactions entre organismes), fonctions et services écosystémiques.

Remerciements

Je tiens à remercier Antonio Bispo (ADEME), Tiphaine Chevallier (IRD, UMR Eco&Sols), Cécile Grand (ADEME) et Guénola Pérès (Université de Rennes I) pour avoir relu et amélioré cet article.

Références

- Bengtsson J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 10 : 191-199.
- Bernard L., Chapuis-Lardy L., Razafimbelo T., Razafindrakoto M., Pablo A.L., Legname E., Poulain J., Brûls T., O'Donohue M., Brauman A., Chotte J.L. & Blanchart E. 2012. Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. *The ISME Journal*, 6 : 213-222.
- Bispo A., Blanchart E., Delmas A.B. & Laval K. 2011. Indicateurs de la qualité des sols. In : Girard M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J. & Morel J.L. (Eds) *Sols et Environnement : 2^e édition*, Dunod, Paris, Chapitre 21, pp 509-527.
- Blanchart E., Bernoux M., Sarda X., Siqueira Neto M., Cerri C.C., Piccolo M., Douzet J.M., Scopel E. & Feller C. 2007. Effect of direct seeding mulch-based systems on soil carbon storage and macrofauna in Central Brazil. *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 72 : 81-87.
- Bongers T. & Bongers M. 1998. Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology*, 10 : 239-251.
- Chapuis-Lardy L., Ramiandrisoa R.S., Randriamanantsoa L., Morel C., Rabeharisoa L. & Blanchart E. 2009. Modification of P availability by endogeic earthworms (Glossoscolecidae) in Ferralsols of the Malagasy Highlands. *Biology and Fertility of Soils*, 45: 415-422.
- Cluzeau D., Guernion M., Chaussod, R., Martin-Laurent F., Villenave C., Cortez J., Ruiz-Camacho N., Pernin C., Mateille T., Philippot L., Bellido A., Rougé L., Arrouays D., Bispo A. & Pérès G. 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring : Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*, 49 : 63-72.
- Coll P., Le Cadre E., Blanchart E., Hinsinger P. & Villenave C. 2011. Organic viticulture and soil quality: A long-term study in Southern France. *Applied Soil Ecology*, 50: 37-44.
- Djigal D., Saj S., Rabary B., Blanchart E. & Villenave C. 2012. Mulch type affects soil biological functioning and crop yield of conservation agriculture systems in a long-term experiment in Madagascar. *Soil and Tillage Research*, 118 : 11-21.
- Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F. & Stewart B.A. 1994. Defining soil quality for a sustainable environment. *SSSA Spec. Publ. No. 35*, Soil Sci. Soc. Am., Inc. and Am. Soc. Agron., Inc., Madison, WI.
- Dufrêne M. & Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 3, pp. 345-366.

- Henneron L. 2011. Recherche d'indicateurs biologiques de la qualité des sols en agriculture de conservation : situation de l'essai « La Cage ». Rapport de M2, UMR Eco&Sols Montpellier, 49 pages.
- Irshad U., Villenave C., Brauman A. & Plassard C. 2011. Grazing by nématodes on rhizosphère bacteria enhances nitrate and phosphorus availability to Pinus pinaster seedlings. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 : 2121-2126.
- Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F. & Schuman G.E. 1997. Soil quality : A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61 : 4-10.
- Karlen D.L., Ditzler C.A. & Andrews S.S. 2003. Soil quality : why and how ? *Geoderma*, 114 : 145-156.
- Kibblewhite M.G., Ritz K. & Swift M.J. 2008 Soil health in agricultural systems. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 363 : 685-701.
- Loreau M. & Thébault E. 2006. Food webs and the Relationship between biodiversity and ecosystem functioning. In: de Ruiter P., Wolters W. & Moore J.C. (Eds) *Dynamic Food Webs*, Elsevier, Amsterdam, pp. 270-282.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, D.C., 137p.
- Nahmani J. & Lavelle P. 2002. Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology*, 38, 297-300.
- Nahmani J. & Rossi J.P. 2003. Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *C. R. Acad. Sci. – Sci. Vie*, 326 : 295-303.
- Peigné J., Cannavaciolo M., Gautronneau Y., Aveline A., Giteau J.L. & Cluzeau D. 2009. Earthworm populations under different tillage systems in organic farming. *Soil and Tillage Research*, 104: 207-214.
- Pérès G., Vandenbulcke F., Guernion M., Hedde M., Beguiristain T., Douay F., Houot S., Piron D., Richard A., Bispo A., Grand C., Galsomies L. & Cluzeau D. 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia*, 54S: S77-S87.
- Ruiz N., Mathieu J., Celini L., Rollard C., Hommay G., Iorio E. & Lavelle P. 2011. IBQS : A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 43: 2032-2045.
- Vian J.F., Peigné J., Chaussod R. & Roger-Estrade J. 2009. Effects of four tillage systems on soil structure and soil microbial biomass in organic farming. *Soil Use and Management*, 25: 1-10.
- Warkentin B.P. & Fletcher H.F. 1977. Soil quality for intensive agriculture. *Proceedings of the International Seminar on Soil Environment and Fertilization Management in Intensive Agriculture*. Soc. Sci. Soil and Manure, Natl. Inst. of Agric. Sci., Tokyo.