



HAL
open science

Résultats scientifiques et décisions de santé publique : quelques paradoxes

Denis Bard

► **To cite this version:**

Denis Bard. Résultats scientifiques et décisions de santé publique : quelques paradoxes. Environnement, Risques & Santé, 2010, 9 (4), pp.303-306. 10.1684/ers.2010.0358 . hal-03114644

HAL Id: hal-03114644

<https://hal.ehesp.fr/hal-03114644>

Submitted on 28 Nov 2022

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

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

Résultats scientifiques et décisions de santé publique : quelques paradoxes

DENIS BARD

EHESP
École des hautes études en
santé publique
Département
d'épidémiologie
et de recherche clinique
Av du Pr Léon Bernard
F-35043 Rennes cedex
France
<denis.bard@ehesp.fr>

Tirés à part :
D. Bard

Résumé. Dans la relation entre environnement et santé, on a affaire le plus souvent à des risques faibles au niveau individuel, et en règle générale à des maladies multifactorielles et non spécifiques d'un agent donné. Cette situation rend difficile l'établissement d'un lien causal entre expositions et leur effet sur la santé. Par ailleurs, pour établir des priorités d'action, il faut aussi estimer l'ampleur du risque évité si les expositions diminuent ou cessent (le risque attribuable), ce qui nécessite de connaître la distribution des expositions dans la population et d'estimer la relation dose-réponse. Ces deux conditions sont rarement réunies. On observe cependant, en France notamment, que même dans le cas où il est possible d'estimer un risque attribuable, les actions de santé publique qui devraient en toute logique en découler ne sont pas, ou peu, mises en œuvre. À l'inverse, certaines décisions dans le domaine de la santé et de l'environnement sont parfois prises sur des bases scientifiquement fragiles.

Mots clés : causalité ; prise de décision ; risque ; santé environnementale ; santé publique.

Abstract

Scientific results and public health decisions: Some paradoxes

The relation between environment and health most often involves risks that are low at the individual level and diseases that are generally multifactorial and not specific for a given substance or agent. This situation makes it difficult to establish causal associations between exposures and their health effects. Moreover, to determine the priority of actions, it is necessary to estimate the extent of the risk avoided if exposure is reduced or stopped (attributable risk), which requires both knowledge of the distribution of exposure in the population and an estimate of the dose-response relation. These two conditions are rarely met simultaneously. We nonetheless observe, especially in France, that even in cases where an attributable risk can be estimated, the public health actions that should logically follow it are rarely if ever implemented. Inversely, some decisions in the field of environmental health are taken on scientifically fragile bases.

Key words: causality; decision making; environmental health; public health; risk.

Article reçu le 6 mai 2010,
accepté le 27 mai 2010

Parmi les éléments nécessaires à la prise d'une décision de santé publique figure d'abord l'exigence que le problème soit identifié, autrement dit que soit établi un lien de causalité entre une situation sur laquelle on peut en principe agir et ses conséquences néfastes sur la santé. Or, dans la relation entre environnement et santé, on a affaire le plus souvent à des risques faibles au niveau individuel et en règle générale à des maladies multifactorielles et non spécifiques d'un agent donné. Cette situation rend difficile l'établissement d'un lien causal entre expositions et leur effet sur la santé.

La causalité

Pour conclure à la causalité, deux catégories de données se complètent : celles issues de l'expérimentation, *in vivo* sur l'animal ou *in vitro*, et celles que produisent les études épidémiolo-

logiques. Cependant, ces catégories sont de valeur inégale : l'épidémiologie porte sur l'espèce pertinente.

Une étude expérimentale bien conduite permet normalement de faire varier un seul facteur – l'exposition – les groupes traités et témoins étant par ailleurs strictement comparables. L'effet observé est donc en principe causal, mais ce lien de causalité n'est établi que pour cette manipulation particulière. La généralisation de cette conclusion à d'autres circonstances, en particulier d'une espèce à l'autre, reste problématique – on y reviendra.

Dans le cas des données épidémiologiques, en situation d'observation, la prise en compte des facteurs de confusion est toujours incomplète, ne serait-ce que parce qu'elle ne porte, par définition, que sur les facteurs connus : les épidémiologistes ont très vite établi un cadre formel de jugement – nécessairement collectif – pour aboutir à la conclusion d'un lien de causalité sur une base épidémiologique. Le plus connu est celui proposé par

Austin Bradford Hill en 1965 [1] pour lui, une association entre une exposition et un effet peut être considérée comme causale sur un ensemble d'arguments (ou de « *points de vue* » pour reprendre ses termes) positifs.

Ces points de vue sont :

- la force de la liaison statistique ;
- la reproductibilité des observations ;
- la spécificité de l'effet observé ;
- la temporalité, au sens de la précéden- ce de la cause sur l'effet ;
- la mise en évidence d'une relation quantitative entre la cause et l'effet (similaire à une relation entre dose et réponse) ;
- la plausibilité au regard des connaissances scientifiques générales, et plus particulièrement celles relatives à un mécanisme d'action ;
- l'absence de contradiction avec la connaissance existante de l'effet ;
- l'existence de données expérimentales soutenant l'hypothèse ;
- l'analogie avec d'autres relations causales reconnues.

Il n'est pas nécessaire que chacun de ces arguments soit positivement renseigné pour conclure à un lien de causalité ; seuls deux apparaissent nécessaires : la reproductibilité des observations qui est une condition générale d'établissement d'un fait scientifique, et le fait que la cause supposée précède l'effet.

Dans le domaine du risque cancérigène, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) classe les agents en cinq catégories selon leur « *degré de risque de cancérigénicité pour l'homme* ».

Le CIRC a débuté ses évaluations vers le milieu des années 1960. Le *tableau 1* montre que moins d'un millier d'agents ou situations potentiellement cancérigènes ont été examinés depuis lors, ce qui s'explique par le temps et les moyens considérables que requiert l'examen d'un seul agent ou situation. En regard, le nombre de cancérigènes potentiels qui pourraient ou devraient être examinés est immense. Ainsi, il est estimé que 100 000 substances sont commercialisées dans les pays développés, dont un certain nombre mériterait examen, sans compter les innombrables molécules naturelles qui peuvent aussi bien être cancérigènes.

Il est particulièrement intéressant de voir apparaître depuis peu une référence aux arguments de Bradford Hill dans l'évaluation des données de l'expérimentation animale, par exemple

Tableau 1. Classification des cancérigènes selon le CIRC en 2007.

Table 1. Classification of carcinogens according to IARC in 2007.

Classe	Classification	Nombre
1	Cancérigène chez l'homme	108
2A	Cancérigène probable chez l'homme	64
2B	Cancérigène possible chez l'homme	240
3	Inclassable du point de vue de la cancérigénicité chez l'homme	487
4	Probablement non cancérigène chez l'homme	1

dans une récente revue sous l'égide de l'OMS portant sur les perturbateurs endocriniens [2].

Établir un lien de causalité ne suffit pas pour agir

Une fois le lien de causalité considéré comme établi, il faut encore, pour établir des priorités d'action, estimer l'ampleur du risque évité si les expositions diminuent ou cessent (le risque attribuable), ce qui nécessite de connaître la distribution des expositions dans la population et de disposer d'estimations des risques relatifs en fonction des doses. Ces deux conditions sont rarement réunies et les risques attribuables sont souvent des conclusions par défaut correspondant à la part non expliquée de l'incidence ou de la prévalence des maladies et de leur évolution.

On observe cependant, en France notamment, que même dans le cas où il est possible d'estimer un risque attribuable, les actions de santé publique qui devraient en toute logique en découler, ne sont pas, ou insuffisamment, mises en œuvre. À l'inverse, certaines situations, dont l'analyse permet de prévoir un impact très limité, donnent lieu à des actions sans pertinence, comme la mise en place d'études ou d'une surveillance épidémiologiques dont il est connu par avance qu'elles seront sans résultat. Ce cas de figure peut conduire à conclure de manière erronée à une absence de risque, alors que celui-ci existe bien mais n'est pas observable dans le contexte étudié.

Deux exemples de prise en charge insuffisante

Le radon

Ce gaz radioactif est produit par la désintégration des atomes d'uranium et de radium, constituants de la croûte terrestre obligatoirement présents dans notre environnement à des concentrations variables. Du fait de cette ubiquité, chacun est exposé au radon à des degrés divers dans les bâtiments où ce gaz tend à s'accumuler. Le radon est un cancérigène pulmonaire démontré (classé 1 par le CIRC) [3]. Une littérature de plus en plus nourrie tend à montrer qu'il est aussi facteur de risque de leucémies [4]. Le nombre de décès par cancer du poumon attribuable au radon est d'environ 2 000/an en France, soit 10 % de l'ensemble de ces cancers [5].

De nombreux pays (États-Unis, Grande-Bretagne, Suisse, Europe du Nord) ont pris conscience depuis des années de la nécessité de prendre en charge ce risque pour la santé, par des mesures réglementaires notamment. En France, la seule réglementation existante porte sur les bâtiments recevant du public [6], où la durée d'exposition est faible (sauf pour les personnes qui y travaillent) par comparaison aux domiciles.

Le monoxyde de carbone

Produit lors de combustions incomplètes (appareils de chauffage ou de production d'eau chaude sanitaire) dans des espaces mal ventilés, ce gaz provoque une intoxication par inhalation

(il prend la place de l'oxygène sur les globules rouges, empêchant un débit d'oxygène suffisant aux organes) responsable chaque année d'une centaine de décès et de plusieurs milliers d'hospitalisations¹. Le problème est connu, les populations à risques sont bien définies. Ces intoxications font l'objet depuis des années d'une surveillance par l'Institut de veille sanitaire (InVS) et d'une action publique de prévention reposant sur des campagnes d'information. En dépit d'une connaissance vérifiée du risque par populations, la décroissance de l'incidence des intoxications est lente.

Dans les deux cas, le retard ou le manque d'efficacité de la prise en charge d'un risque très largement connu devrait faire l'objet d'une analyse formelle des jeux d'acteurs (scientifiques, pouvoirs publics, associations non gouvernementales du champ santé et environnement) parties prenantes de cette situation, le cas échéant des moyens mis en œuvre et des lacunes à combler dans les connaissances qui contribueraient à une action efficace.

Des réactions inappropriées

L'école Marie-Curie de Nogent-sur-Marne

Cette école, construite en 1969 sur le site d'une ancienne usine d'extraction du radium active de 1904 à 1925, a conduit à l'exposition au radon et au rayonnement gamma externe des élèves et du personnel. Plusieurs études épidémiologiques (cohorte rétrospective) ont été conduites à partir de 1998, aucune n'a pu conclure à un risque de leucémie (exposition externe au rayonnement gamma) ou par cancer du poumon (radon) chez les sujets exposés. Le dernier rapport en date conclut que « *le défaut d'exhaustivité dans la réalisation de l'enquête et le manque de puissance statistique ne nous ont pas permis de mesurer l'impact sanitaire éventuel de l'exposition aux rayonnements ionisants chez les anciens élèves de l'école Marie Curie de Nogent-sur-Marne* » [7]. Or le même rapport indique qu'une estimation majorante des doses reçues conduite en 1996 avait conclu à des doses cumulées faibles, quoiqu'excédant les valeurs limites pour le public. Dès lors, compte tenu de celles-ci, de la connaissance solide de la relation dose-réponse et des effectifs impliqués, il était totalement prévisible qu'une étude même très bien conduite ne pouvait documenter un excès de cas de cancers ou de leucémies dans cette population.

Comment expliquer la conduite de telles études, lorsqu'il est connu à l'avance qu'elles ne pourront pas répondre à la question posée ? Selon l'InVS, ce sont « *les interrogations sociales relayées par les associations de parents d'élèves et d'enseignants* » qui ont amené à décider ces études. Ces dernières ont-elles été informées à l'avance du résultat attendu *a priori* ? Se sont-elles satisfaites de celui-ci ? Quelles que soient les réponses à ces questions, se pose celle de l'allocation de ressources rares pour répondre à ce type de problème : cela en valait-il la peine ? Ne pouvait-on envisager d'autres réponses moins coûteuses ? Il paraît souhaitable que soit conduit un retour d'expérience sur ce type de problèmes et les réponses qui y sont apportées.

¹ www.afsset.fr/.../08_intoxication_monoxyde_carbone.pdf. 2008.

Faut-il mettre en place une surveillance sanitaire autour des sites industriels à risques ?

Un problème voisin, qui soulève des questions similaires, est celui de décider ou non de la mise en place d'une surveillance autour de sites industriels considérés comme à risque – par exemple les incinérateurs d'ordures ménagères – ou des sites nucléaires. On notera que, dans les deux cas, la réglementation impose des mesures de contrôle des effluents dangereux. Le respect de cette réglementation assure en principe que le risque pour la santé des populations avoisinantes peut être considéré comme nul ou, au pire, « négligeable ». Dans ce dernier cas, il ne doit pas y avoir d'excès de risque *observable* pour les riverains du fait de l'activité de l'installation en cause. Dans ces conditions, il n'y a pas de raison objective de mettre en place une surveillance de l'état de santé des riverains, que celle-ci soit ciblée sur une pathologie ou un ensemble de pathologies *a priori* en rapport avec la nature des effluents (par exemple cancer et/ou leucémies, dans le cas des installations nucléaires), ou non spécifique, nécessitant d'autant plus de moyens. La mise en cause si elle apparaît justifiée scientifiquement, d'une réglementation trop laxiste, ne devrait pas avoir pour effet de mettre en place une surveillance, mais bien, pour des raisons éthiques, de durcir la réglementation.

Chlordécone et pesticides

Le chlordécone, pesticide très utilisé dans le passé, notamment dans les bananeraies aux Antilles, est responsable d'atteintes neurologiques, hépatiques et reprotoxiques. Il est classé par le CIRC comme cancérigène possible (2B). Il est interdit depuis 1976 aux États-Unis, depuis 1990 en France métropolitaine, et depuis 1993 aux Antilles françaises. Ses caractéristiques toxiques et sa biopersistance ont conduit à la mise en place d'un programme d'étude de ses effets possibles sur la santé par l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm) aux Antilles depuis des années. Une « alerte » sur le chlordécone aux Antilles lancée en France en septembre 2007, a provoqué un intense remue-ménage médiatico-politique durant 2 ans, aboutissant au lancement d'un « plan chlordécone » en 2008². D'un point de vue scientifique, ce plan ne semble pas apporter plus que le programme de recherches déjà lancé. En revanche, il instaure un certain nombre de mesures de précaution : ainsi, « *continuer à réduire l'exposition de la population [par voie alimentaire] au chlordécone* », en fixant des valeurs de maximales de résidus (LMR) inférieures aux seuils maximums tolérables de contamination des aliments établis par l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa). La logique d'établissement de ces valeurs en deçà de la limite considérée comme tolérable par les experts de l'Afssa n'apparaît pas clairement dans le document de présentation disponible sur Internet : pourquoi ces valeurs particulières ?

Cette affaire soulève par ailleurs la question de l'étude épidémiologique des effets possibles des pesticides, dont la France,

² <http://www.sante-sports.gouv.fr/plan-d-action-chlordecone-2008-2010-en-martinique-et-en-guadeloupe.html>.

grand pays agricole est un fort consommateur. Cette épidémiologie est difficile : il y a en moyenne 900 principes actifs sur le marché, correspondant à 10 fois plus de produits commerciaux du fait des coformulants divers associés aux principes actifs. En outre, l'évolution des produits est très rapide. Or, il est toujours impossible de connaître les quantités de chaque produit utilisées par zones et dans le temps, information dont la disponibilité pourrait permettre une première phase d'appréciation des expositions. Par comparaison avec l'affaire chlordécone, ne serait-il pas envisageable d'imposer une traçabilité précise de l'emploi de ces produits ?

Conclusion

Les situations décrites ci-dessus ne constituent que quelques exemples qui permettent de décrire deux catégories : d'une part, celle des problèmes suffisamment connus pour agir, sans action à la hauteur des enjeux ; d'autre part, des actions entreprises en

réponse à une préoccupation de l'opinion publique, plus fondée sur le sentiment de « lanceurs d'alerte » que sur des observations scientifiques nouvelles, et amplifiée par les médias. Il ne s'agit pas de conduire un procès en mauvaise gouvernance, mais de comprendre les enjeux propres à chacune des parties prenantes et leur expression par les jeux d'acteurs et les postures. Cela devrait aider à mieux situer les responsabilités de chacun. La nécessaire réflexion à conduire sur les outils de gestion – quelle place par exemple pour les analyses coût-bénéfice dans la prise de décision publique ? – et les éléments de décisions alternatives s'en trouverait éclairée. Enfin, l'évaluation systématique des décisions prises et le retour d'expérience devraient devenir une règle toujours appliquée. ■

Remerciements et autres mentions

Financement : aucun ; **conflits d'intérêts** : aucun.

Références

1. Hill AB. The environment and disease: Association or causation? *Proceed Roy Soc Medicine – London* 1965 ; 58 : 295-300.
2. International Programme on Chemical Safety. *Global assessment of the state-of-the-science of endocrine disruptors*. Geneva : World Health Organisation, 2002.
3. Bard D, ed. *Exposition au radon dans les habitations : Évaluation et gestion du risque*. Vandœuvre-lès-Nancy : Société française de santé publique, 1999.
4. Raaschou-Nielsen O. Indoor radon and childhood leukaemia. *Radiat Prot Dosimetry* 2008 ; 132 : 175-81.
5. Collectif. Impact sanitaire du radon dans les habitations : De la connaissance à l'action. *BEH* 2007 ; 18-9.
6. DGS-DGUHC. Circulaire conjointe n°99/46 du 27 janvier 1999 relative à l'organisation de la gestion du risque lié au radon, Bulletin Officiel ministère de l'Équipement, 25 mai 1999, N° 99/9.
7. InVS. *Étude des conséquences d'une exposition aux rayonnements ionisants sur la santé des personnes ayant séjourné à l'école Marie Curie de Nogent-sur-Marne (Val-de-Marne)*. Saint-Maurice : InVS, 2004.