

Tchernobyl et l'environnement marin: l'impact radiologique dans son contexte

Les scientifiques du Laboratoire de l'environnement marin de l'AIEA (LEM) ont contribué à part entière à l'étude des suites de l'accident

par
**Pavel Povinec,
Scott Fowler et
Murdoch Baxter**

L'accident nucléaire de Tchernobyl d'avril 1986 a sérieusement affecté l'environnement terrestre et marin. Les rejets de radioactivité ont été si importants ($1-2.10^{18}$ becquerels (Bq)) que les retombées largement dispersées après l'accident ont en fait dépassé les niveaux de contamination ambiante anthropique dans diverses parties du monde.

Les concentrations de radionucléides dues à l'activité humaine varient généralement d'une région à l'autre, selon l'emplacement et l'importance des diverses sources de contamination. Les retombées des essais nucléaires dans l'atmosphère des années 50 et 60, en particulier, demeurent néanmoins la principale source de la radioactivité des mers et des continents.

Dans certaines régions toutefois, telles la mer d'Irlande et la mer du Nord, les concentrations de radionucléides d'origine anthropique (césium 137 et plutonium 239, par exemple) ont été très influencées par les immersions de déchets (notamment des usines européennes de retraitement). En revanche, la mer Baltique et la mer Noire ont été le plus touchées par l'accident de Tchernobyl. Dans ces régions, la distribution spatiale et temporelle des concentrations de radionucléides a été très dynamique, résultant de l'évolution des termes sources et de processus marins tels que le transport horizontal et vertical dans les eaux, la sédimentation, la remise en suspension à partir des sédiments, l'absorption par les organismes vivants et le transfert par les chaînes alimentaires.

Etudes du LEM à l'aide d'indicateurs

Les océanographes du monde entier se sont beaucoup intéressés à l'accident de Tchernobyl, ce qui peut surprendre. Le rejet accidentel de grandes quan-

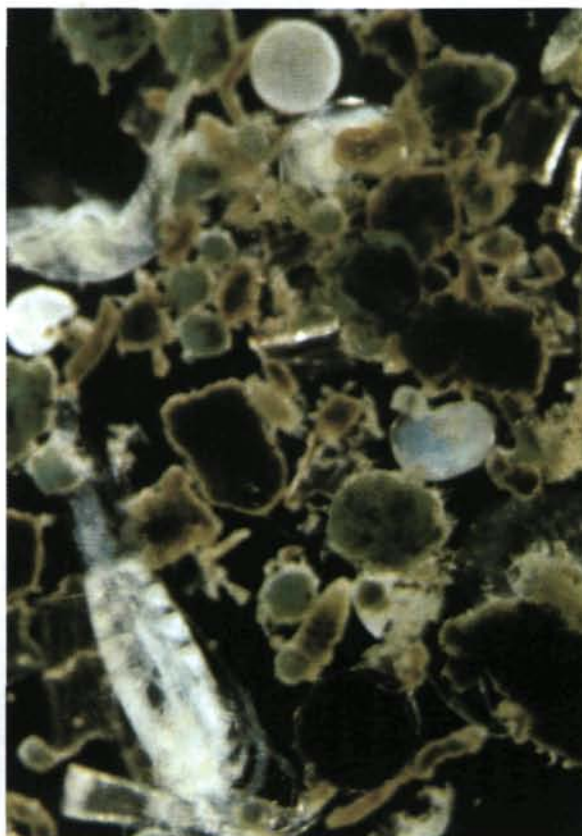
tités de radioactivité dans l'atmosphère a déclenché en fait, à l'échelle mondiale, une expérience transitoire que l'on n'aurait pas su organiser délibérément. Peu de temps après l'accident, les produits de fission et d'activation rejetés par le sinistre ont pénétré dans les milieux marins de toute l'Europe. Ils se sont introduits dans les cycles d'éléments que les océanographes étudient depuis des décennies à l'aide de méthodes classiques très diverses. Immédiatement après l'accident est subitement apparue une immense bouffée d'indicateurs radioactifs qui ont marqué, un peu à la façon d'un colorant, les mouvements des éléments à travers les océans. Les scientifiques du LEM ont profité de cette occasion exceptionnelle et inespérée pour suivre l'évolution des radionucléides dans les écosystèmes côtiers et océaniques.

Pour les études en haute mer, une des plus importantes innovations des 15 dernières années a été la mise au point de pièges à sédiments permettant de mesurer directement les flux de matières associées aux particules en mouvement descendant. Les pièges à sédiments ancrés peuvent être laissés sans surveillance à n'importe quelle profondeur pour recueillir des séries d'échantillons distincts prélevés à intervalles déterminés.

Vers la mi-avril 1986, dans le cadre d'une étude des flux de particules au large des côtes méditerranéennes, menée par la France et par l'AIEA, les scientifiques du LEM ont, par un heureux hasard, mouillé leur piège à sédiments automatique à 200 mètres de profondeur dans le golfe de Gênes entre Monaco et la Corse. Afin d'étudier l'évolution temporelle du flux de particules, les six coupelles du piège ont été réglées pour échantillonner les particules descendantes pendant des périodes consécutives de 6,25 jours. Après l'accident du 26 avril, les mesures atmosphériques faites à Monaco par le LEM indiquaient que la plupart des retombées maximales de Tchernobyl avaient pénétré pratiquement en une seule fois dans les eaux du golfe de Gênes entre le 4 et le 5 mai.

Le piège à sédiments a été récupéré le 22 mai. La radioactivité de la matière particulaire et d'autres

M. Baxter est directeur du LEM; M. Fowler est chef de la Section de radioécologie et M. Povinec chef de la Section de radiométrie, à Monaco.



En haut: Pendant le cours organisé à Istanbul par le LEM en novembre 1994, les stagiaires ont recueilli des échantillons de sédiments dans la mer de Marmara, à bord du navire de l'Université d'Istanbul. A gauche: Les scientifiques du LEM sont prêts à mouiller un piège à sédiments du même type que ceux utilisés par la suite pour leurs études après Tchernobyl. Ci-dessus: Les particules recueillies par les pièges à sédiments contiennent généralement des pelotes fécales ovales, rectangulaires et cylindriques excrétées par un zooplancton avide de micro-organismes. (Photos: AIEA-LEM)

échantillons marins a été analysée par spectrométrie gamma. Les radioanalyses ont révélé que la première vague de particules radioactives est parvenue à 200 mètres de profondeur entre le 8 et le 15 mai, c'est-à-dire environ sept jours après le dépôt en surface de l'onde de radioactivité maximale. On en a déduit que les particules descendaient de 30 mètres par jour environ. Ce mouvement était particulièrement évident pour les produits de fission réactifs aux particules (les radio-isotopes du zirconium, du niobium et du cérium, par exemple), indétectables ou présents en très faibles quantités dans le dernier échantillon recueilli après le 15 mai.

La descente rapide de ces radionucléides en l'espace de quelques jours indiquait qu'ils ne s'enfouaient pas sous forme de particules de retombées conformément aux modèles de Stokes, mais plutôt qu'ils s'incorporaient à de grands agrégats dont on sait qu'ils sombrent à des vitesses entre des dizaines et des centaines de mètres par jour.

D'après ses recherches antérieures, le LEM soupçonna au moment de l'accident que l'activité biologique dans les eaux de surface absorbait les radionucléides comme une éponge et les entraînait vers le fond. Les cellules primaires de phytoplancton offrent des surfaces résistantes sur lesquelles les contaminants, donc les radionucléides, sont adsorbés. Le zooplancton qui se nourrit de ces cellules activées excrète par la suite de gros agrégats, les pelotes fécales, qui peuvent entraîner à leur tour de la radioactivité vers le fond.

Pour vérifier cette hypothèse, on a décidé, le 6 mai 1986, de pêcher, dans les eaux situées au-dessus du piège à sédiments, du zooplancton que l'on a laissé déféquer dans un aquarium spécial à bord du navire. L'analyse des excréments a révélé qu'ils contenaient des radionucléides de concentration et de distribution relative analogues à celles des particules piégées à 200 mètres de profondeur. L'analyse microscopique des échantillons de ces dernières a confirmé leur forte teneur (70 % en poids) en pelotes fécales du même type que celles excrétées par le zooplancton dans l'aquarium. Cette «expérience *in situ*», fruit du hasard, était en fait la première démonstration directe et convaincante des processus biologiques qui éliminent les contaminants de l'eau de mer, notamment les radionucléides.

Après l'accident de Tchernobyl, les différents radionucléides qui ont pénétré dans les mers voisines ont été éliminés dans diverses proportions selon leurs affinités chimiques. Par exemple, dans le cas des radionucléides réactifs aux particules — cérium 141, cérium 144 et plutonium 239+240 — de 50 à 75 % de leur masse totale déposée dans cette région de la Méditerranée avait traversé la couche de 200 mètres un mois après l'accident, lorsque l'échantillonnage cessa. En revanche, 0,2 % du césium 137 avait traversé cette couche dans le même temps, observation qui coïncide avec le comportement généralement peu réactif de ce nucléide de longue période dans l'eau de

mer. Le césium 137 provenant de Tchernobyl s'est donc avéré très utile comme indicateur des mouvements des eaux de la Méditerranée et d'autres mers, pendant plusieurs années après l'accident.

L'équipe du LEM n'a pas été la seule à mouiller des pièges à sédiments dans des eaux européennes à la suite de l'accident; vers la même époque, d'autres pièges ont été placés dans la mer du Nord, la mer Noire et le lac de Zurich. Des comparaisons ont montré que les concentrations de radionucléides provenant de Tchernobyl dans les divers échantillons de particules étaient étonnamment semblables et, dans la plupart des cas, l'activité biologique pouvait être responsable du transport de la radioactivité vers le fond. On a cependant noté de grandes différences de flux des radionucléides dues aux variations du flux massique de particules qui dépend normalement du lieu et de la profondeur. Un cas extrême a été observé dans le lac de Zurich où 20 % environ de la retombée a été entraînée vers le fond en deux mois par une colonie massive d'algues calcaires.

Considérées dans leur ensemble, les données sur les flux temporels des radionucléides de Tchernobyl recueillies dans toute l'Europe se sont avérées extrêmement utiles pour affiner les modèles généraux d'extraction et de transport des contaminants dans les systèmes aquatiques.

Aspects écologiques et radiologiques

Sur plus de 20 radionucléides rejetés en quantités significatives pendant l'accident de Tchernobyl, quelques-uns seulement ont été systématiquement étudiés dans le milieu marin. Parmi les plus importants, citons le strontium 90, le césium 134, le césium 137 et le plutonium 239+240. D'autres, tel l'iode 131, ont des périodes trop courtes pour être dangereux ou pour contribuer à l'étude des processus marins, ou encore sont présents en très faibles concentrations (l'iode 129, par exemple).

Rappelons que des différences considérables de comportement en milieu marin ont été observées. Le strontium 90 et le césium 137 sont d'excellents exemples d'éléments solubles dans l'eau de mer, utilisés pour étudier la dynamique des eaux. Leur affinité pour les particules est extrêmement faible comparée à celle des isotopes du plutonium, par exemple, qui appartiennent à un groupe d'éléments de faible solubilité et de forte réactivité. Les isotopes du plutonium ne se déplacent jamais loin de leurs sources car ils se déposent dans les sédiments qui en contiennent donc l'essentiel.

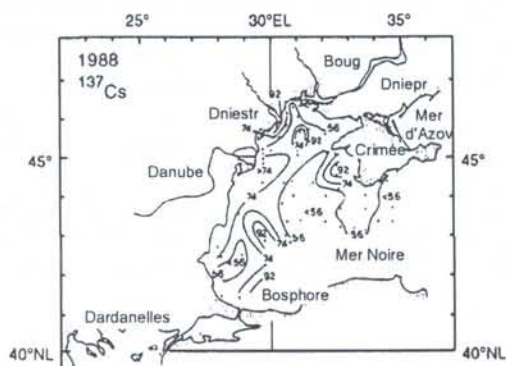
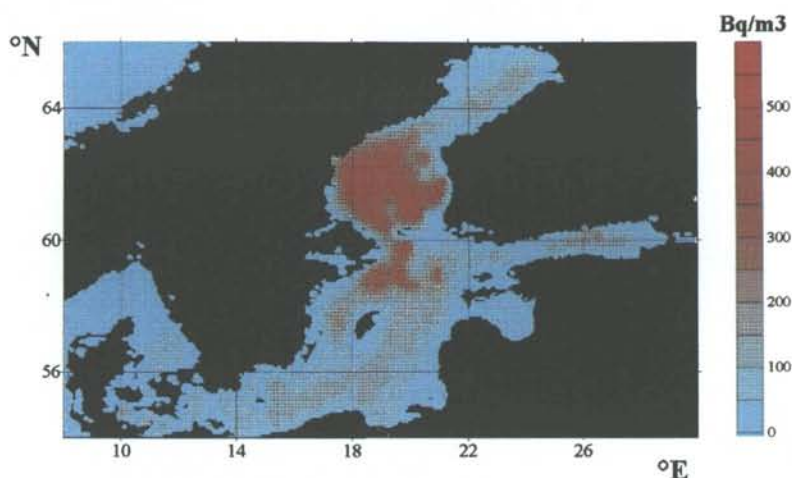
Comme les apports de plutonium de Tchernobyl aux océans étaient faibles et localisés, nous occuperons surtout de l'impact du radiocésium dans le milieu marin. Les isotopes de cet élément sont ceux qui se sont répartis le plus généralement et le plus abondamment.



Ci-dessus, à gauche: Activité moyenne du césium 137 dans les eaux de surface (Bq/m^3) estimée pour l'année de référence 1990. Les valeurs correspondant aux mers régionales de la Méditerranée sont reprises du rapport MARINA-MED de la Commission des Communautés européennes.

Ci-dessus, à droite: Le zonage du césium 137 dans les eaux de surface de la mer Baltique pour la période 1986-1988 est extrait de la base de données du LEM sur la radioactivité marine mondiale. La plupart des données ont été communiquées par le Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hambourg (Allemagne).

Ci-contre: Les courbes d'égale activité de césium 137 (Bq/m^3) dans les eaux de surface du bassin occidental de la mer Noire correspondent aux mesures effectuées en 1988. Adaptation de G.G. Polikarpov et coll., *Journal of Environmental Radioactivity* (Vol. 13, 1 (1991)).



Depuis longtemps, le comportement du radio-césium dans les océans est étudié en rapport avec les rejets des usines de retraitement et les retombées d'essais nucléaires. En particulier, les rejets de l'usine de Sellafield (Royaume-Uni) ont été très largement exploités pour étudier la dynamique des eaux et des sédiments dans la mer d'Irlande, la mer du Nord et la mer de Norvège. Du césium 134, présent dans les rejets de Sellafield, l'était aussi dans ceux de Tchernobyl. Mais le rapport d'activité césium 134/césium 137 du césium de Tchernobyl était d'environ 1:2, distinct de celui du césium d'autres sources. Le radiocésium provenant des retombées d'essais nucléaires n'était que du césium 137.

Radiologiquement, c'est la mer Baltique qui a été la plus touchée par l'accident de Tchernobyl dont le premier nuage radioactif s'est dirigé vers le nord et s'est abondamment déposé dans la région scandinave. Les dépôts provenant de l'atmosphère ont joué un rôle déterminant dans la contamination radioactive de cette mer où ont été relevées, pendant l'année de référence 1990, les plus hautes concentrations moyennes de césium 137 dans les eaux de surface. Comme la mer est pratiquement fermée et l'échange des eaux avec la mer du Nord très limité,

les concentrations de césium 137 y sont toujours les plus élevées d'Europe.

Le zonage du césium 137 pour la période 1986-1988 fait apparaître de fortes concentrations dans la mer Baltique qui résultent de toute évidence du ruissellement provenant de la terre ferme, notamment de Suède. Les mesures faites en 1986 se situent entre quelques Bq et 2400 Bq par mètre cube, soit une concentration de deux à trois ordres de grandeur plus élevés que dans les autres mers européennes.

Dans la mer Noire, la plus touchée après la Baltique, la concentration moyenne de césium 137 était, en 1990, de 52 Bq par mètre cube, c'est-à-dire comparable à celle de la mer d'Irlande. Le dépôt le plus abondant a été observé en 1986 dans sa partie nord: 500 Bq par mètre cube, soit 30 fois plus qu'avant l'accident. L'activité du strontium 90 mesurée en 1988 dans les eaux de surface du bassin occidental se situait pour l'essentiel entre 10 et 50 Bq par mètre cube. La distribution du césium 137 observée la même année était dans l'ensemble analogue, mais avec des concentrations deux fois supérieures. Dans la mer Egée, les concentrations de strontium 90 et de césium 137 étaient beaucoup plus faibles, se situant entre 5 et 11 Bq par mètre cube. La distribution du strontium 90 et du césium 137

constatée dans les eaux de surface de la mer Noire s'explique par l'action de deux sources principales, à savoir un dépôt à court terme d'origine atmosphérique qui a dominé immédiatement après l'accident, suivi d'un transfert à long terme provenant du lac artificiel de Kiev et des bassins du Dniepr, du Dniestr et du Danube.

Quant à la Méditerranée, la principale contribution de Tchernobyl a résulté d'un échange des eaux avec la mer Noire, celle-ci ayant essentiellement joué le rôle de source radioactive. Le dépôt des aérosols atmosphériques et les apports fluviaux ont été jugés d'importance secondaire. La concentration moyenne de césium 137 mesurée en 1990 dans les eaux de surface a été estimée à 5,7 Bq par mètre cube, tandis que dans les mers régionales le projet MARINA-MED de la Commission des Communautés européennes a relevé une variation de 2,9 à 9 Bq par mètre cube qui indique clairement une augmentation de l'ouest vers l'est jusqu'au maximum de la mer Egée. (*Voir les cartes*)

Assistance technique et formation

L'AIEA s'est employée à aider ses Etats Membres à étudier les effets de l'accident de Tchernobyl sur leurs écosystèmes marins. En premier lieu, elle a lancé un grand programme de coopération technique dans la région de la mer Noire où la radioactivité provenant de Tchernobyl et ses effets sur la santé préoccupent beaucoup la population. Il s'agit de compléter les moyens dont disposent les Etats Membres de la région pour mesurer et surveiller la radioactivité marine, due aux émetteurs alpha en particulier, de choisir judicieusement le matériel et de bien orienter la formation.

Un cours régional de deux semaines sur la surveillance de la radioactivité marine a été organisé à Istanbul en novembre 1994 et un programme complémentaire de recherche coordonnée sur les indicateurs isotopiques dans la mer Noire a été mis en œuvre. Il consiste à exploiter la bouffée de radionucléides provenant de Tchernobyl à l'aide de techniques nucléaires adaptées pour déterminer les mouvements des eaux et les cycles des éléments dans ce milieu marin fortement pollué.

En ce qui concerne la mer Baltique, le programme MORS de la Commission de Helsinki pour la surveillance des matières radioactives a reçu une aide substantielle du LEM pour organiser un exercice spécial d'assurance de la qualité des analyses de la radioactivité marine. Cet appui sera complété par l'organisation en Finlande, en septembre 1996, d'un cours de l'AIEA sur l'étude de la radioactivité marine, qui portera plus spécialement sur l'impact de Tchernobyl et les besoins des nouveaux Etats baltes — Estonie, Lettonie et Lituanie — devenus Membres de l'AIEA.

Aperçu général de la radioactivité marine

Un panorama de la radioactivité marine a été présenté par le programme de recherche coordonnée de l'AIEA, récemment achevé, sur les sources de radioactivité dans l'environnement marin et leur contribution relative à la dose globale due à la radioactivité marine. Cette étude a mis à jour les estimations des doses au public dues au césium 137 d'origine anthropique (provenant des retombées mondiales, de l'accident de Tchernobyl et des immersions autorisées de déchets) et à l'absorption de polonium 210 naturel contenu dans les aliments d'origine marine.

L'étude a également porté sur les zones de pêche définies par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). L'examen de la zone n° 37 (Méditerranée et mer Noire) a montré que l'engagement de doses effectives collectives dû au césium 137 présent dans le poisson et les crustacés était en 1990 de six homme-sieverts (h-Sv), donc bien inférieur aux 700 h-Sv résultant de l'ingestion de polonium 210. Les plus fortes doses du monde (86 h-Sv) dues au césium 137 ont été relevées dans la région de l'Atlantique Nord (zone n° 27 de la FAO qui comprend aussi la mer d'Irlande, la mer du Nord, la mer Baltique, la mer de Norvège et la mer de Barents). Ces doses demeurent néanmoins négligeables si on les compare aux 2 900 h-Sv dus à l'ingestion de polonium 210.

On peut conclure que, dans l'ensemble, l'accident de Tchernobyl a eu un effet mesurable sur l'environnement marin. Les concentrations de radionucléides (surtout de césium 137) étaient supérieures de deux ou trois ordres de grandeur à celles d'avant l'accident. On a pu estimer, cependant, que les doses au public dues au césium 137 présent dans les aliments marins étaient inférieures au moins d'un ordre de grandeur à celles dues au polonium 210 naturel.