

Iode 129

et environnement

**FICHE
RADIONUCLÉIDE**

Cette fiche résume le comportement de l'élément chimique dans les principaux compartiments des écosystèmes terrestres et aquatiques, sous les deux hypothèses suivantes.

- La discrimination isotopique est négligeable, ce qui est vérifié pour la plupart des éléments traités.
- Lorsque l'élément possède des isotopes stables, l'analogie de comportement entre ses isotopes stables et radioactifs est admise implicitement, sachant toutefois que pour les éléments existant à l'état naturel, la forme chimique et le milieu d'émission des rejets anthropiques sont susceptibles d'impliquer des voies et processus de transfert autres que ceux identifiés pour l'élément stable naturel.

Le ou les isotopes radioactifs désignés dans l'intitulé de la fiche correspondent aux radionucléides d'importance radioécologique majeure, au sens des quantités et de la rémanence dans l'environnement, d'autres isotopes, radioactifs ou stables, pouvant être cités à titre complémentaire. Les informations, volontairement simplifiées, sont destinées à refléter l'état des connaissances sur le sujet à la date de mise à jour et à proposer des valeurs pour les principaux paramètres radioécologiques usuels permettant une estimation des transferts dans l'environnement et plus particulièrement au sein de la chaîne alimentaire.

129
|
53

RÉDACTION :
C. Colle,
C. Mourlon

VÉRIFICATION :
F. Bréchignac

DATE DE RÉDACTION :
07/01/02

CARACTÉRISTIQUES

CHIMIQUES

L'iode appartient à la famille des halogènes. C'est un oxydant doux et sous forme moléculaire un solvant polaire doué d'un grand pouvoir ionisant. L'élément est susceptible de s'unir à un grand nombre de corps minéraux. En chimie organique l'iode est susceptible de participer à deux grands types de réaction : la saturation de liaisons multiples (réactions d'addition avec les composés organiques des sols par exemple) et des réactions de substitution. L'iode peut prendre de nombreux degrés d'oxydation : -1, +1, +3, +5, +7.

NUCLÉAIRES

L'iode possède 25 isotopes dont les masses s'échelonnent de 117 à 141. À l'exception de l'iode 127 tous sont radioactifs et treize sont des produits de fission. D'un point de vue radioécologique, les isotopes à prendre en considération sont l'iode 131 (période radioactive : 8 jours) et l'iode 129 qui sont les seuls radio-iodes produits par fission dont la période est supérieure à un jour.

129I

Période radioactive	$1,57 \times 10^7$ ans
Activité massique	$6,74 \times 10^6$
Émission(s) principale(s) par désintégration (rendement d'émission %)	β^- $E_{\max} = 154$ keV (100 %) γ 40 keV (7 %) X_K $E_{\text{moy}} = 30$ keV (71 %) X_L $E_{\text{moy}} = 4$ keV (7 %)

(Browne et Firestone, 1986)

ORIGINES

NATURELLE

^{129}I est créé naturellement lors des quelques fissions spontanées qui se produisent dans l'uranium naturel. Il s'accumule notamment dans les océans où le stock global est évalué à environ 7×10^9 Bq.

ARTIFICIELLE

Explosions nucléaires atmosphériques

Pendant la période 1945-1962, les essais nucléaires atmosphériques ont libéré dans l'environnement une quantité de ^{129}I estimée à 4×10^{11} Bq. La quasi-totalité de ^{129}I s'est déposée au sol sur l'ensemble de la planète.

Génération au sein des réacteurs nucléaires

Le cœur d'un réacteur en fonctionnement renferme une très grande quantité de ^{131}I et sensiblement moins de ^{129}I . Pour un réacteur à eau sous pression (REP) de 1 300 MWe, l'activité présente en fin de cycle est de l'ordre de 4×10^{18} Bq pour ^{131}I et de $7,5 \times 10^{10}$ Bq pour ^{129}I . Lors du retraitement du combustible irradié, l'ensemble des produits de fission est extrait. Compte tenu du temps passé entre le déchargement du combustible et son retraitement (plusieurs années), ^{131}I est totalement éliminé par décroissance radioactive, alors que ^{129}I reste toujours présent.

Rejets des installations nucléaires

Pour un réacteur nucléaire à eau sous pression de 1 300 MWe, le rejet annuel de ^{131}I est de l'ordre de 1×10^8 Bq dans les effluents gazeux. L'activité rejetée dans les effluents liquides est légèrement inférieure. L'activité de ^{129}I dans le cœur du réacteur étant considérablement plus faible, l'activité rejetée est négligeable.

Pour l'usine de retraitement de La Hague l'activité rejetée annuellement en ^{129}I dans les effluents a été de $1,84 \times 10^{12}$ Bq en 1999 dont 99 % sous forme liquide. Pour l'usine de Sellafield en 1997, les rejets gazeux de ^{129}I se sont élevés à $2,5 \times 10^{10}$ Bq et les rejets liquides à $5,2 \times 10^{11}$ Bq (BNFL, 1997).

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT ET MÉTROLOGIE

L'eau de mer avec une concentration en iode de $58 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Fuge, 1986) est considérée comme la principale source d'iode dans l'environnement terrestre par suite d'évaporation, transfert atmosphérique et dépôt. Il faut donc s'attendre à des variations de la concentration en fonction de l'influence d'un climat marin.

Les teneurs mesurées dans les sols situés en zones côtières sont de l'ordre de quelques dizaines de ppm. À l'intérieur des terres, les concentrations en iode des sols varient de 2 à $10 \mu\text{g.g}^{-1}$. La concentration de l'iode dans les rivières et les lacs varie entre 0,5 et $20 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Whitehead, 1984) ; une valeur moyenne suggérée pour les eaux de rivière est $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Fuge, 1986). Cependant le drainage des sites urbains et industriels entraîne probablement des concentrations plus fortes que le drainage des sites ruraux (Whitehead, 1984).

La concentration moyenne en iode des plantes aquatiques et des plantes terrestres est respectivement de l'ordre de $0,08 \mu\text{g.g}^{-1}$ et de $0,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ de matière sèche (Coughtrey, 1983), mais il existe peu de données sur le sujet. La concentration moyenne de l'iode dans les organismes aquatiques en milieu continental est de l'ordre de $0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$ (frais) pour les poissons et $0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ (frais) pour les invertébrés (Whitehead, 1984 ; Coughtrey *et al.*, 1983).

L'iode 129 se mesure par la détection de son émission β en scintillation liquide ou par spectrométrie γ en se basant sur ses émissions $\gamma - \text{X}$. Cependant ces méthodes d'analyses sont peu performantes pour les très faibles niveaux d'activités et d'autres techniques peuvent être utilisées dans le cas d'échantillons de l'environnement : ICP-MS, analyse par activation neutronique, spectrométrie de masse (Fréchou, 2000).

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ EN MILIEU TERRESTRE

SOLS

Dans les conditions de potentiel d'oxydo-réduction et de pH qui prévalent dans les sols, l'iode minéral se trouve essentiellement sous forme anionique, iodure I^- et iodate IO_3^- . En fonction de l'état de saturation en eau des sols, l'une ou l'autre espèce ionique prédomine (Sheppard *et al.*, 1995 ; Yuita, 1992) : en milieu aérobie c'est IO_3^- qui est majoritairement présent dans la solution du sol alors que dans les sols de rizières et les sols très humides proches de la saturation en eau une grande partie de l'iode est sous forme soluble et à l'état d'ion iodure (Behrens, 1985).

Dans les sols l'iode s'associe avec la matière organique, les oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium et dans une moindre mesure avec les argiles (Whitehead, 1974, 1978 ; Muramatsu *et al.*, 1990 ; Sheppard et Thibault, 1992, Sheppard *et al.*, 1995). L'importance relative du rôle joué par ces différents composants dans les mécanismes de sorption-désorption est déterminée pour une large part par le pH et les conditions d'oxydo-réduction du milieu.

La matière organique apparaît comme le constituant qui joue le rôle majeur dans les sols calcaires et sa capacité à fixer l'iode augmente avec son degré d'humification (Whitehead, 1974). Les oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium jouent un rôle important dans les sols très acides (Whitehead, 1974) où ils contribuent de façon significative à la sorption de l'iode pour des pH inférieurs à 5,5. Cette capacité de rétention diminue rapidement avec le pH pour devenir pratiquement nulle à la neutralité.

Comme c'est le cas pour le comportement dans les sols des éléments présents sous forme anionique, l'iode obéit à la règle générale selon laquelle la sorption décroît avec l'augmentation du pH (Yoshida *et al.*, 1992). Toutefois il semble que le pH ne soit qu'un facteur indirect influençant la forme chimique de l'iode, la capacité d'échange anionique du sol, ou la capacité de complexation par les oxydes de Fe et Al (Whitehead, 1978 ; Fuge et Johnson 1986).

L'iode fait partie des éléments les plus faiblement retenus dans les sols (Bachhuber *et al.*, 1988). Les coefficients de partage Kd semblent relativement indépendants de la texture, mais sont très fortement corrélés à la teneur en matière organique.

VÉGÉTAUX

Il n'a jamais été prouvé de façon rigoureuse que l'iode jouait un rôle physiologique chez les végétaux. Par contre l'iode peut être très toxique pour les plantes lorsque la teneur du milieu nutritif est supérieure à 1 ppm. Les espèces les plus sensibles sont le haricot, le maïs, la tomate. Dans la réalité cette toxicité n'est susceptible d'apparaître que dans des conditions très particulières comme dans les sols de rizière contenant naturellement de l'iode stable à des teneurs relativement élevées. Les conditions d'oxydo-réduction du milieu favorisent la solubilisation de l'iode et provoquent des symptômes de toxicité chez le riz (Muramatsu et Yoshida, 1999).

La ré-émission sous forme gazeuse d'iode présent dans les sols a été mise en évidence. Sur un sol végétalisé cette volatilisation provient en majeure partie du feuillage des plantes. Dans tous les cas l'iode émis est essentiellement sous forme organique (Wildung *et al.*, 1985).

L'iode fait partie des éléments dont l'absorption racinaire par les végétaux est moyenne. Les facteurs de transfert racinaire varient entre 1.10^{-1} et 1.10^{-2} ($\text{Bq}.\text{kg}^{-1}$ de végétal sec par $\text{Bq}.\text{kg}^{-1}$ de sol sec). Les valeurs les plus élevées sont mesurées dans les légumes-feuilles (AIEA, 1994). Diverses études ont montré que le transfert sol-plante de l'iode est plus faible pour les iodates que pour les iodures (Whitehead, 1984).

L'intensité de l'absorption foliaire de l'iode dépend fortement de la forme chimique de l'élément qui parvient au contact des feuilles. Elle est la plus importante lorsque l'iode est sous forme élémentaire. Dans tous les cas le facteur de translocation est faible : seule une petite fraction de la contamination ayant traversé l'épiderme foliaire se redistribue dans les autres organes de la plante (Coughtrey *et al.*, 1983).

ANIMAUX

Les paramètres de transfert de l'iode à la viande et au lait sont connus pour les principales catégories d'animaux d'élevage (bovins, ovins et porcins) ; ils sont relativement indépendants de l'espèce. Dans le lait l'iode est exclusivement présent sous forme d'iodure et se trouve en grande partie lié à la phase aqueuse.

PRODUITS TRANSFORMÉS

L'incidence des traitements agro-alimentaires sur l'activité massique des productions agricoles a été tout particulièrement évaluée pour les produits dérivés du lait. Les produits issus de la matière grasse, tel le beurre et la crème, accusent une teneur en iode de 30 à 50 % plus faible que le lait d'origine (Kirchmann, 1989).

MOBILITÉ ET BIODISPONIBILITÉ DANS LES ÉCOSYSTÈMES DULÇAQUICOLES

On ne traite pas ici du milieu marin, mais il faut garder à l'esprit que l'iode y joue un rôle biologique important (cas des algues par exemple), que ses formes et son comportement y diffèrent largement du milieu aquatique continental.

EAUX

Le pH, le potentiel redox et les diverses matières organiques de l'eau influencent les formes chimiques de l'iode. Les formes solubles de l'iode en eau douce sont des formes minérales iodure (I^-) et iodate (IO_3^-) et des formes organiques ; cependant il est probable que la seule forme inorganique soit l'iodure (Behrens, 1985 ; Lieser, 1989 ; Smith et Butler, 1979). En effet, l'oxydation de l'iodure en iodate ne peut avoir lieu dans les rivières car la période de conversion se compte en dizaines d'années (Smith et Butler, 1979) : cette transformation se fait dans les estuaires et dans la mer. De plus il semble que des matières biologiques jouent un rôle dans la réduction de l'iodate en iodure (Muramatsu et Ohmomo, 1987). Dans l'eau de rivières bien oxygénées, l'iodure est converti en des formes organiques par une activité microbienne : l'oxydation enzymatique suivie par incorporation dans les protéines est un mécanisme possible. (Behrens, 1982). Dans des conditions expérimentales d'introduction d'iodure dans de l'eau de rivière, un équilibre est généralement atteint avec 20 % d'iode restant sous forme iodure.

SÉDIMENTS

L'adsorption de l'iode sous forme anionique (iodure et iodate) sur les composantes inorganiques des sédiments (minéraux) est particulièrement limitée pour le domaine 6 à 8 du pH en raison de la faible capacité d'échange anionique de la majorité des sédiments (Garnier-Laplace *et al.*, 1997). Elle dépend de la surface spécifique des minéraux et le mécanisme est une adsorption physique réversible (Lieser et Steinkopf, 1989).

Des mesures (Moran *et al.*, 1995) ainsi que diverses expérimentations indiquent un passage de l'iode depuis l'eau douce vers les sédiments avec comme mécanisme principal l'adsorption sur les matières organiques. La sorption

d'iodure sur les sédiments naturels a été corrélée à la concentration en matière organique, en particules en suspension, en oxyde de fer et au pH des sédiments. Quand le pH décroît, les sites disponibles pour la sorption de l⁻ et IO₃⁻ augmentent (Kaplan *et al.*, 2000). L'adsorption de l'iode décroît avec la salinité, probablement par concurrence de l'ion Cl⁻ (Lieser et Steinkopf, 1989). Les substances organiques, ainsi que les micro-organismes qui y sont liés, agissent comme des pièges à iode : cette sorption semble irréversible – mais le processus doit être étudié à plus long terme (Lieser et Steinkopf, 1989).

Des expériences d'extraction chimiques de l'iode 131 fixé dans les sédiments confirment la forte affinité chimique de l'iode avec les matières organiques mais montrent aussi qu'une fraction du radionucléide s'associe aux oxydes ou hydroxydes de fer et de manganèse (Garnier-Laplace *et al.*, 1997).

On observe une diminution de la fraction dissoute de l'iode 129 le long du cours d'eau en progressant vers l'estuaire (Moran *et al.*, 1995), mais au niveau des estuaires et au contact de l'eau saline, il apparaît une reminéralisation de la matière organique contenant de l'iode dans les sédiments et une augmentation de la fraction dissoute (par rapport aux niveaux de la rivière et de la mer) due soit à des échanges sédiments-eau, soit à des processus dans la colonne d'eau (Ullman *et al.*, 1988 ; Lieser et Steinkopf, 1989).

VÉGÉTAUX

À partir de la concentration moyenne pour les plantes aquatiques et l'eau de rivière, il a été proposé pour le facteur de transfert de l'iode aux plantes en milieu aquatique continental la valeur de $3 \times 10^2 \text{ l.kg}^{-1}$ (Coughtrey, 1983).

ANIMAUX

Les valeurs du facteur de transfert de l'iode 129 ou de l'iode stable aux poissons d'eau douce varient de 20 à 40 l.kg⁻¹ frais (NRPB, 1995 ; AIEA, 1982 ; Coughtrey, 1983 ; NCRP 1996). Pour les invertébrés en eau douce les valeurs varient de 100 à 400 l.kg⁻¹ frais (Coughtrey *et al.*, 1983 ; AIEA, 1982). Ces valeurs sont généralement données pour des conditions d'équilibre et sont à prendre avec précaution devant le faible nombre d'études réalisées. Pour les poissons, les valeurs sont données pour le muscle dans lequel la période de demi-vie de l'iode est assez courte, de l'ordre de quelques jours : l'iode se concentre dans la glande thyroïde, où le facteur de transfert peut être supérieur de plusieurs ordres de grandeur (Coughtrey *et al.*, 1983).

Il n'existe pas de données sur le transfert trophique en milieu aquatique continental de l'iode 129.

EN RÉSUMÉ...

Le comportement de l'iode dans les sols est connu dans ses grandes lignes. Il dépend essentiellement de la matière organique. Présent sous forme anionique dans les sols, sa mobilité et sa disponibilité pour les végétaux a tendance à augmenter avec le pH. L'ordre de grandeur des principaux paramètres radioécologiques décrivant les transferts de l'iode dans les écosystèmes terrestres agricoles est connu.

Dans l'eau de rivière, l'iode se présente principalement sous forme d'iodure et de formes organiques. Son comportement par rapport aux sédiments dépend essentiellement de la matière organique. Les teneurs et les facteurs de concentration pour les organismes vivants constituant les écosystèmes sont encore assez mal connus, même si des valeurs sont proposées.

PARAMÈTRES RADIOÉCOLOGIQUES USUELLES : MILIEU TERRESTRE

Coefficient de distribution eau-sol Kd (Bq.kg⁻¹ de sol sec par Bq.l⁻¹ d'eau)

Sol sableux et/ou acide	1
Sol argileux	4,5
Sol limoneux ou texture moyenne	1,8
Sol organique (> 30 % de M.O.)	27

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert foliaire (Bq.kg⁻¹ de végétal sec par Bq.m⁻²)

Aucune valeur

Facteur de transfert racinaire (Bq.kg⁻¹ de végétal sec par Bq.kg⁻¹ de sol sec)

Légumes feuilles	0,15
Légumes fruits (pois, haricots)	0,02
Légumes racines (betterave, radis)	0,03
Fourrages	0,17

(Ng, 1982)

Facteur de transfert aux produits d'origine animale (j.kg⁻¹ ou j.l⁻¹)

Lait de vache	$1,0 \times 10^{-2}$
Lait de brebis	$4,9 \times 10^{-1}$
Lait de chèvre	$4,3 \times 10^{-1}$
Viande de bœuf	$4,0 \times 10^{-2}$
Viande de mouton	$3,0 \times 10^{-2}$
Viande de porc	$3,3 \times 10^{-3}$
Viande de volaille	$1,0 \times 10^{-2}$
Œufs (partie consommable)	$3,0 \times 10^0$

(IAEA, 1994)

Facteur de transfert par transformation alimentaire

Lait → beurre	0,5
Lait → fromage	1,7
Lait entier → lait en poudre	8,3
Légume contaminé par aérosol → lavage et cuisson	0,6

(IAEA, 1994)

PARAMÈTRES RADIOÉCOLOGIQUES USUELLES : EAUX DOUCES

Coefficient de distribution eau-MES Kd (Bq.kg⁻¹ de solide sec par Bq.l⁻¹ d'eau)

Sédiments	0 – 1 000
Matières en suspension	0 – 56 000

(Garnier-Laplace *et al.*, 1997)*Facteur de concentration aux végétaux (Bq.kg⁻¹ de végétal frais par Bq.l⁻¹ d'eau)*

Plantes aquatiques en général	300
-------------------------------	-----

(Coughtrey *et al.*, 1983)*Facteur de concentration aux animaux (Bq.kg⁻¹ d'animal frais par Bq.l⁻¹ d'eau)*

Invertébrés en général	30
Poissons en général	400

(AIEA, 1982 ; Coughtrey *et al.*, 1983)*Facteur de transfert trophique (Bq.kg⁻¹ de prédateur frais par Bq.kg⁻¹ de proie fraîche)*

Aucune valeur

BIBLIOGRAPHIE

- AIEA (1982). *Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases - Exposures of Critical Groups*. Safety Series report n° 57, Vienna.
- AIEA (1994). *Handbook of parameter values for radionuclide transfers in temperate environment*. Technical report series n° 364, Vienne, Autriche.
- Bachuber H, Bunzl K et Schimmack W (1988) Spatial variability of the distribution coefficients of ^{137}Cs , ^{65}Zn , ^{85}Sr , ^{57}Co , ^{109}Cd , ^{141}Ce , ^{103}Ru , $^{95\text{m}}\text{Tc}$ and ^{131}I in a cultivated soil. *Nucl Technol*, 72 : 359-371.
- Behrens H (1982). New Insights into the Chemical Behavior of Radioiodine in Aquatic Environments. In: *Environmental Migration of long-lived Radionuclides*, pp.27-40. IAEA, Vienna.
- Behrens H (1985). Speciation of radioiodine in aquatic and terrestrial systems under influence of biogeochemical processes. In: *Speciation of fission and activation products in the environment*, Oxford, April 16-19, 1985 (Bulman, Cooper, Eds). Elsevier Appl Sci., Londres, New-York.
- BNFL (1997). *Annual Report on Radioactive discharges and monitoring of the environment*.
- Browne E, Firestone R (1986). *Table of radioactive isotopes* (Shirley V Ed), Wiley-Interscience Publication.
- Christiansen J (1990). *The behaviour of iodine in the terrestrial environment*. RISOE M 2851, Fev 1990, 156 p.
- Coughtrey PJ, Jackson D et Thorne MC (1983). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. Vol. 3, Balkema (Ed.), Rotterdam.
- Fréchou C (2000). *Optimisation des protocoles de mesure de ^{129}I et $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$. Etablissement d'une méthodologie adaptée aux échantillons de l'environnement*. Rapport CEA-R-5947.
- Fuge R et Johnson CC (1986). The geochemistry of iodine, a review. *Environ Geochem Health*, 8(2): 31-54.
- Garnier-Laplace J, Fournier-Bidoz V et Baudin JP (1997). Etat des connaissances sur les échanges entre l'eau, les matières en suspension et les sédiments des principaux radionucléides rejetés en eau douce par les centrales nucléaires. *Radioprotection*, 32: 49-71.
- Kaplan DI, Serne RJ, Parker KE et Kutnyakov IV (2000). Iodide Sorption to Subsurface Sediments and Illitic Minerals. *Environ Sci Technol*, 34: 399-405.
- Kirchman R (1989). Rétrospective des études sur la décontamination du lait et la répartition des produits de fission majeurs dans les dérivés. *Seminar on radioactivity transfer during food processing and culinary preparation*, Cadarache, Septembre 1989, 231-250.
- Liesler KH, Steinkopf T (1989). Chemistry of Radioactive Iodine in the Hydrosphere and in the Geosphere. *Radiochim Acta*, 46: 49-55.
- Moran SB, Cochran JK, Fisher NS et Kilius LR (1995). ^{129}I in the Ob River. In: *Environmental Radioactivity in the Arctic*, pp 75-78. Per Strand, Andrew Cooke (Ed).
- Muramatsu Y, Uchida S, Sriyotha P et Sriyotha K (1990). Some considerations on the sorption and desorption phenomena of iodide and iodate on soil. *Water, Air Soil Pollut*, 49: 125-138.
- Muramatsu Y et Yoshida S (1999). Effects of microorganisms on the fate of iodine in the soil environment. *Geomicrobiol J* 16: 85-93.
- Muramatsu Y et Ohmomo Y (1987). Tracer experiments for the determination of chemical forms of radioiodine in water samples. *Conference on Methods and Applications of Radioanalytical Chemistry*, April 5-10, Kona Hawaii, USA.
- NCRP (1996). *Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water and Ground*. NCRP report 123.
- Ng YC (1982). A review of transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products. *Nuc Safe*, 23: 57-71.
- NRPB (1995). *Methodology for Assessing the Radiological Consequences of Routine Releases of Radionuclides to the Environment*. European Commission report : EUR 15760 EN.
- Sheppard MI et Thibault DH (1992). Chemical behaviour of iodine in organic and mineral soils. *Appl Geochem*, 7: 265-272.
- Sheppard MI, Thibault DH, McMurry J et Smith PA (1995). Factors affecting the soil sorption of iodine. *Water, Air Soil Pollut*, 83: 51-67.
- Smith J.D., Butler E.C. (1979). Speciation of dissolved iodine in estuarine waters. *Nature*, 277, 468-469.
- Ullman WJ, Luther GW, Aller RC et Mackin JE (1988). Dissolved Iodine Behavior in Estuaries along the East Coast of the United States. *Mar Chem*, 25: 95-106.
- Whitehead DC (1974). The sorption of iodide by soil components. *J Sci Fd Agric* 25: 73-79.
- Whitehead DC (1978). Iodine in soils profiles in relation to iron and aluminium oxides and organic matter. *J Soil Sci*, 29: 88-94.
- Whitehead DC (1984). The Distribution and Transformations of Iodine in the Environment. *Environ Int*, 10: 321-339.
- Wildung RE, Cataldo DA et Garland TR (1985). Volatilization of iodine from soils and plants. *Speciation of fission and activation products in the environment*, pp 244-249 (Bulman RA & Cooper JR Ed). Elsevier Applied Science Publishers, London.
- Yoshida S, Muramatsu Y et Uchida S (1992). Studies on the sorption of I^- (iodide) and IO_3^- (iodate) onto andosols. *Water, Air Soil Pollut*, 63: 321-329.
- Yuita K (1992). Dynamics of iodine, bromine, and chlorine in soil. II: Chemical forms of iodine in soil solutions. *Soil Sci Plant Nutr*, 38: 281-287.