

L'inquinamento ambientale delle centrali nucleari

Lucio Triolo

Otherearth – un mondo altro. Forum energia ricerca

Sono considerate:

- i. le emissioni di CO₂ - inquinante climalterante globale - e degli inquinanti gassosi e del particolato (che hanno diffusione locale) associate al ciclo di produzione di energia elettrica da impianti nucleari;
- ii. le emissioni di radionuclidi causate dal funzionamento degli impianti nucleari ed i loro effetti sulla salute umana.

Consideriamo il punto i.

La produzione di energia elettro-nucleare contribuisce in modo rilevante alle emissioni di CO₂ in atmosfera durante la costruzione e la dismissione della centrale, nello sviluppo del ciclo del combustibile e nello smaltimento delle scorie: l'energia necessaria per tali operazioni è di origine fossile.

Per avere un quadro dei consumi energetici complessivi è necessario considerare la devastazione del territorio causata dalle miniere di uranio, le migliaia di km percorsi da autoveicoli da trasporto e navi (scortati da mezzi militari) per far circolare sia il minerale, che le barre di combustibile dagli impianti di fabbricazione alle centrali, nonché il combustibile esaurito agli impianti di riprocessamento e da questi ai siti di stoccaggio temporaneo o definitivo (che non ci sono ancora.....). Anche per l'Italia la costruzione delle centrali nucleari, operative verso il 2020, costituirebbe un aggravamento dei consumi energetici di provenienza fossile e dunque delle emissioni di CO₂ facendo lievitare ulteriormente i prezzi da pagare per il mancato rispetto del protocollo di Kyoto.

Van Leeuwen (2008) ha valutato le emissioni di CO₂ dell'intero ciclo di vita di un reattore nucleare paragonandole a quelle di un reattore a turbogas della stessa potenza elettrica: se l'uranio consumato dal sistema nucleare è stato estratto da un minerale ricco di ossido di uranio, il rapporto nucleare/turbogas per le emissioni di CO₂ è molto inferiore a 1. Ma se consideriamo che allo stato attuale, il minerale estratto è sempre più povero di ossido di uranio, il rapporto diventa sempre più elevato fino ad essere superiore ad 1, rendendo così l'energia nucleare non conveniente per quanto concerne le emissioni di CO₂ se confrontate con l'impiego diretto della combustione del gas o del petrolio.

Nel minerale *high grade* (0.1% di ossido di uranio), che è sempre più raro, da ogni tonnellata di minerale greggio si ricava 1 kg di ossido di uranio, ma se si impiega il *low grade* per ottenere 1 kg di ossido di uranio occorrono 10 tonnellate di minerale. Considerando che nel combustibile attivo nel reattore il contenuto di ²³⁵U deve essere tra il 3 ed il 5 %, mentre nell'ossido concentrato dal minerale è solo 0.5%, si comprende che anche in questa fase occorrono notevoli quantità di energia fossile.

I costi energetici del combustibile nucleare secondo l'industria mineraria nucleare si basano sul minerale ad elevato contenuto di ossido di uranio. In tal caso i costi energetici dell'estrazione e del trattamento del minerale ricco dell'elemento sono trascurabili rispetto agli altri costi energetici connessi alle operazioni del reattore e rispetto all'energia elettrica prodotta dall'impianto nucleare. Ma se si considera l'estrazione ed il trattamento di minerale povero di ossido di uranio, l'energia richiesta può anche superare l'energia prodotta dall'impianto che consuma la stessa quantità di combustibile nucleare.

Secondo Spreng (1988) l'energia fossile per rendere operativo un reattore PWR (reattore ad acqua pressurizzata) a 1000 MWe è di 5.10⁶ tep, dei quali 4 sono spesi per l'estrazione e la macinazione del minerale, la concentrazione, l'arricchimento e la produzione del combustibile.

Uno studio dell'Università di Sidney del 2006 (Lenzen M., 2008) dà un quadro molto rigoroso dei consumi di energia fossile e delle emissioni di CO₂ del ciclo di produzione nucleare operando confronti anche con la produzione di energia elettrica da fonti fossili.

E' stata effettuata l'analisi dell'intero ciclo della produzione nucleare per i reattori operanti in Australia, che impiegano le migliori tecnologie esistenti nei sistemi di ingegneria nucleare attuali.

L'energia richiesta per l'estrazione in miniera, la macinazione e la raccolta del minerale dipende, come già detto, in maniera critica dalla concentrazione di uranio nel minerale e se l'uranio è estratto insieme ad altri elementi. Nello studio si assume che l'uranio è estratto da un minerale contenente lo 0.15% e che non si estragga nessun altro elemento. Tale assunzione è conservativa per quanto attiene i consumi energetici perché esistono, sia nel continente australiano che in altri Paesi, minerali contenenti non più dello 0.05% di uranio ed inoltre si procede contemporaneamente anche all'estrazione di rame.

Nella valutazione energetica è considerato anche il processo di arricchimento dell'uranio considerando le tecnologie di diffusione e di centrifugazione. Sono considerati i consumi energetici per la costruzione, le fasi operative ed il *decommissioning* degli impianti delle centrali e quelli relativi allo smaltimento temporaneo o definitivo dei rifiuti. Allo stato attuale anche in Australia, non ci sono opportunità generalmente riconosciute per la scelta e la realizzazione di siti di stoccaggio a lungo termine.

L' "intensità energetica", definita come l'energia termica di origine fossile impiegata per produrre l'unità di energia elettrica per via nucleare, dipende in maniera critica dalla concentrazione di uranio nel minerale stesso e dalle tecnologie di arricchimento del combustibile. Essa aumenta con la diminuzione del contenuto di uranio nel minerale e con un prevalente impiego di impianti di diffusione nel processo di arricchimento. Nella situazione delle diverse tipologie di reattori operanti in Australia l'intensità energetica associata alla produzione dell'energia elettronucleare è mediamente $0.20 \text{ kWh}_{\text{th}} / \text{kWh}_{\text{el}}$. Ciò significa che per ogni 1000 kWh_{el} che si producono sono spesi in tutto il ciclo nucleare 200 kWh_{th} da energia fossile. In altri termini si può stimare che il tempo di funzionamento del reattore nucleare per ripagare l'energia termica necessaria alla sua realizzazione e funzionamento è mediamente di sette anni.

Il calcolo è stato compiuto dagli analisti dell'Università di Sidney assumendo una concentrazione di 0.15% di uranio nel minerale estratto. Si potrebbero, dunque, ipotizzare valori da 5 a 10 volte più elevati per ciò che concerne i consumi energetici per l'estrazione e la macinazione se si considerasse più realisticamente un minerale contenente non più di 0.05% di uranio.

Inoltre la concentrazione di gas serra emessi dipende prevalentemente dall'intensità energetica e dalla frazione di energia elettrica impiegata nel consumo totale di energia associato al ciclo nucleare: più elevate sono l'intensità energetica e la frazione di energia elettrica e più alta è l'intensità di gas serra. Per la produzione di energia elettronucleare nei reattori australiani l'intensità dei gas serra è mediamente $60 \text{ g CO}_2/\text{kWh}_{\text{el}}$.

Numerosi studi di analisti indipendenti valutano in 2-3 anni (Van Leeuwen, 2008) il periodo di funzionamento della centrale per ripagare il costo energetico della costruzione ed in 7 anni (Lenzen M., 2008) quello per ripagare il costo energetico complessivo. È interessante notare che è necessario un periodo simile per una centrale a carbone (AEA Technology, 1998).

Per quanto attiene alle emissioni di gas serra dovute alla costruzione di centrali nucleari, dall'analisi di due tipologie di reattori in funzione in Gran Bretagna risultano circa 7500 tonnellate di metano, 240 tonnellate di protossido di azoto e $3.9 \cdot 10^6$ tonnellate di CO_2 (AEA Technology, 1998).

Inoltre occorre ricordare che le emissioni associate all'energia della combustione di olio e gas naturale non sono costituite solo da CO_2 , ma anche da inquinanti ad effetto locale. Per avere un'indicazione quantitativa del rapporto tra l'inquinamento climalterante e quello locale si citano di seguito le emissioni complessive italiane del 2008 considerando che prevalentemente provengono dalla combustione di prodotti petroliferi, gas e carbone: gas serra (espressi in tonnellate equivalenti di CO_2) $541 \cdot 10^6 \text{ Mg}$ (ISPRA, 2010a); ossidi di azoto $1,06 \cdot 10^6 \text{ Mg}$; monossido di carbonio $3,03 \cdot 10^6 \text{ Mg}$; COVNM (Composti Organici Metanici Non Volatili) $1,13 \cdot 10^6 \text{ Mg}$; ossidi di zolfo $0,29 \cdot 10^6 \text{ Mg}$; PM_{10} $0,154 \cdot 10^6 \text{ Mg}$; $\text{PM}_{2.5}$ $0,122 \cdot 10^6 \text{ Mg}$; IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici) $0,16 \cdot 10^3 \text{ Mg}$ (ISPRA, 2010b). Anche queste emissioni devono, dunque, essere associate alla produzione nucleare di energia elettrica e valutate in proporzione della CO_2 stimata.

L'energia necessaria per identificare e creare i siti per la dislocazione dei rifiuti nucleari non è allo stato attuale quantificabile. Infatti in alcuni Paesi nei quali esistono programmi di produzione energetica nucleare (Belgio, Svizzera, Spagna, Germania, Regno Unito, Svezia, Francia, Giappone) sebbene siano stati risolti in buona parte i problemi per lo smaltimento dei rifiuti a bassa e media attività, non altrettanto si può dire per i rifiuti ad alta attività. Le soluzioni proposte in siti che sembrano appropriati richiedono importanti perforazioni per centinaia di metri di profondità, necessarie anche per la realizzazione di laboratori sotterranei per lo studio delle caratteristiche dei siti (miniere di sale, formazioni granitiche e argillose, etc).

Negli Stati Uniti, dove era in procinto di essere operativo, il deposito di Yucca Mountain, dopo 20 anni di studi del DOE (Dept. of Energy) è stato chiuso nell'aprile 2009. Il sito è collocato in una catena montuosa della Death Valley - con altezza di circa 1000 m, la cui origine è di 15 milioni di anni - che è composta da ceneri vulcaniche compattate. Il deposito delle scorie sarebbe stato a 300 metri sotto la superficie della montagna e a 300 m sopra la falda acquifera in una zona non sismica, molto asciutta, pressoché desertica e dunque con le migliori caratteristiche di affidabilità e sicurezza.

Relativamente alle emissioni di CO₂ occorre considerare che a Yucca Mountain sono stati trivellati 450 pozzi per effettuare 18000 campionamenti geologici e idrogeologici e analisi sismiche, scavati 10 km di gallerie e 200 pozzi e trincee nonché realizzati laboratori permanenti di monitoraggio.

Consideriamo il punto ii.

Lo studio KiKK (Kinderkrebs in der Umgebung von KernKraftwerken : cancro infantile nelle vicinanze di impianti nucleari) (Kaatsch P. et al., 2008; Spix C. et al., 2008) ha riaperto il dibattito sull'incidenza di leucemia infantile, dando seguito ad uno studio di Korblein e Hoffman (1999) che aveva stabilito che entro 5 km dai 15 siti tedeschi dove sono situati reattori nucleari era stata trovata un'incidenza di leucemia e di tumori solidi nei bambini statisticamente significativa.

Lo studio KiKK ha esaminato tutte le forme di cancro nei 16 siti nucleari tedeschi tra il 1980 e il 2003. La zona interna ai 5 km dall'impianto ha mostrato un fattore di rischio di cancro per i bambini più alto di 1,6 volte rispetto a quelli che vivono fuori dall'area compresa nei 5 km. Più alto (di 2,2 volte) era anche il rischio di leucemia infantile nella stessa area. I rischi associati a queste due forme patologiche sono risultati statisticamente significativi.

Hoffmann et al. (2007) hanno affermato che nei territori della centrale nucleare di Geesthacht (vicino ad Amburgo) è stata trovata un'incidenza di leucemia infantile significativamente più alta rispetto a quella dell'intera Germania. Gli aumenti di rischio nelle aree intorno agli impianti nucleari tedeschi sono stati più rilevanti degli incrementi osservati nelle corrispondenti aree di altri Paesi.

La distribuzione della mortalità per undici cause (vari tipi di leucemie, morbo di Hodgkin, linfomi, mielomi, cancro al polmone, etc.) è stata studiata in tre gruppi di età in numerose contee di Inghilterra e Galles in territori prossimali a quindici impianti nucleari (Cook- Mozaffari et al, 1989) nel periodo 1969-78. I risultati mostravano un eccesso di mortalità, rispetto ai valori attesi, solo per leucemia (in particolare leucemia linfoide) e morbo di Hodgkin nei giovani di età compresa tra zero e ventiquattro anni in quei distretti in cui la popolazione residente è all'interno di 10 miglia da uno o più dei quindici impianti nucleari considerati.

Nel 1997 Viel dell'Università France Comte ha trovato maggiore incidenza di leucemia nel raggio di 35 km dall'impianto di riprocessamento di Le Hague (Francia). I casi registrati in giovani di età inferiore a 25 anni si riferiscono al periodo 1978-1993.

Più recentemente Guizard et al. (2001) hanno trovato aumenti di leucemia infantile nei territori di Le Hague. Uno studio epidemiologico (Silva-Mato et al., 2003) è stato effettuato nei territori spagnoli di Trillo e Zorita per rilevare l'incidenza di tumori - sia radioindotti che non - sulla popolazione residente entro un raggio di 10, 20 e 30 km dagli impianti. Un'associazione statisticamente positiva è stata rilevata entro il raggio di 10 km dalla centrale di Trillo rispetto alle altre due aree territoriali. Tale associazione è presente sia per tutti i tumori che per le tipologie di tumori radioindotti. Il risultato si ottiene solo nel periodo tra 9 e 11 anni dall'avvio della centrale avvenuto nel 1989. I rischi aumentano linearmente con l'avvicinarsi ai due impianti, ma in modo statisticamente significativo solo per quello di Trillo.

Anche nelle aree intorno all'impianto di Sellafield (Inghilterra) a 400 km a Nord di Londra, Dickinson e Parker (2002) in uno studio condotto su 250000 nati in Cumbria (Inghilterra) registrarono un'incidenza significativa del doppio delle medie regionali di leucemia infantile e di lymphoma non-Hodgkin nei figli di lavoratori esposti alle radiazioni che lavoravano nell'impianto di Sellafield.

Sullo stesso territorio di Sellafield, dove sono presenti l'impianto di riprocessamento del combustibile ed un reattore nucleare, avevano già effettuato studi Gardner et al. (1990) alla fine degli anni '80. Gli studi mostravano che in alcuni villaggi dell'area di studio vi era un'alta incidenza di leucemia e di linfoma non-Hodgkin in giovani di età inferiore a 25 anni, i cui padri avevano lavorato nell'impianto di Sellafield ed erano stati esposti ad elevate dosi di radiazioni ionizzanti nel periodo precedente al concepimento. I risultati

suggerivano che l'esposizione dei padri può determinare un meccanismo che sviluppa leucemia e linfoma non-Hodgkin (**Gardner hypothesis**). I risultati sembravano spiegare statisticamente l'associazione geografica di tali fattori che tuttavia non sembravano esistere per il linfoma di Hodgkin. Altre cause sembravano anche possibili sebbene meno probabili, quali le infezioni virali - sulle quali poche informazioni erano state raccolte nello studio - e lo stile di vita. Le conclusioni dello studio di Gardner sono fortemente supportate dai risultati di quello di Dickinson e Parker (2002).

Baker e Hoel (2007) hanno effettuato l'*assessment* di 17 lavori scientifici su 136 siti nucleari in Regno Unito, Canada, Francia, Stati Uniti, Germania, Giappone. In giovani sopra i 9 anni il tasso di mortalità per leucemia era dal 5 al 24% più alto e il tasso di incidenza di leucemia era tra il 14 ed il 21% più elevato (ambedue statisticamente significativi). Gli stessi lavori di Bithell et al. (2008) e di Laurier et al. (2008a) indicano – secondo gli Autori – piccoli incrementi di leucemia infantile entro 0-5 km di 13 (su 14) impianti nucleari in Gran Bretagna e piccoli incrementi di leucemia infantile entro 10 km dai siti di reattori nucleari francesi.

Ancora Laurier et al. (2008b) hanno rivisto gli studi epidemiologici sulla leucemia infantile in 198 siti nucleari di 10 paesi e hanno trovato incrementi di rischio presso le installazioni nucleari confermando che esistono *cluster* di leucemia infantile localmente in numerosi casi e manifestando, tuttavia, scetticismo nel generalizzare il fenomeno.

I sopravvissuti della bomba atomica di Hiroshima indicavano una netta evidenza del rischio di leucemia per i bambini esposti; quelli esposti dopo la nascita alle ricadute radioattive dell'incidente di Chernobyl mostravano incrementi di rischio di leucemia acuta, che gli studi caso-controllo di Noshchenco et al (2002) associavano alle stime di esposizione. Negli Stati Uniti i bambini che vivevano nei territori in cui i venti prevalenti trascinarono le emissioni del Nevada Test Site hanno mostrato un incremento significativo di leucemia associato all'esposizione del *fallout* (Stevens et al., 1990).

Belson et al. (2007) dubitavano della correlazione ma Wakeford e Little (2002 e 2003) già avevano dimostrato che i dati, peraltro molto incerti, sui sopravvissuti della bomba erano fortemente supportati dai dati di incidenza di leucemia infantile della Oxford Survey of Childhood associati all'esposizione a raggi X.

L'associazione tra PPI (Paternal Preconceptional Irradiation) e leucemia infantile è sempre stata controversa. La cosiddetta **gardner hypothesis**, di cui detto sopra, è stata rigettata tra gli altri da Belson (2007) sulla base dei dati determinati su figli di sopravvissuti della bomba; l'autore non ha, tuttavia, tenuto conto degli studi di Draper et al. (1997) sull'incidenza di leucemia e di linfoma non-Hodgkin nei bambini, correlata con l'esposizione dei padri alle radiazioni ionizzanti e basata su più di 13000 casi.

Alcuni studi di base su animali di Niwa O. (2003) e Namura T. (2003) hanno dimostrato che il PPI può causare o incrementare la suscettibilità alla leucemia della prole. A supporto dell'ipotesi dell'instabilità genomica preconcipimento alcuni studi suggeriscono che c'è un periodo di sensibilità negli stadi della spermatogenesi negli umani, ovvero alcuni mesi prima del concepimento.

Recentemente Laurier et al. (2010) hanno polemizzato con Fairlie e Korblein (2010), attraverso comunicazioni sulla importante rivista Radiation Protection Dosimetry, sulle review di studi epidemiologici relative a leucemia infantile registrata presso impianti nucleari. I primi affermano che *cluster* di casi di leucemia infantile esistono ma che gli studi *multi-site* intorno alle centrali nucleari non indicano un incremento di rischio globale, ma non negano che i risultati ottenuti in Germania in bambini sotto i 5 anni e nella fascia 0-5 km siano scientificamente corretti. Fairlie e Korblein, invece, insistono che gli studi *multi-site* indicano un incremento di incidenza di leucemia infantile nei territori delle centrali nucleari in tutti i paesi studiati, come risulta dalla metanalisi di Baker e Hoel del 2007 e dai lavori sui territori francesi, inglesi, tedeschi e spagnoli riportati sopra e specificamente dallo studio KiKK. Queste conclusioni appaiono molto chiare e convincenti agli osservatori indipendenti.

Nel 14° rapporto del Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE,2011) non è stata negata la validità dello studio KiKK relativa all'incidenza di leucemia in bambini con età inferiore ai 5 anni che vivevano entro 5 km dalle centrali nucleari tedesche durante i 23 anni di osservazione (1980-2003) e si è osservato che il rischio non era significativo a distanze superiori a 5 km. Ma gli Autori dello studio tedesco hanno preso in considerazione solo la fascia 0-5 km dagli impianti.

COMARE mette inoltre in evidenza che il rischio è più elevato nei periodi di studio 1980-1990 e 1991-1995 rispetto a quello del periodo 1996-2003.

Per quanto riguarda gli analoghi studi effettuati nei territori entro 5 km dalle centrali in Gran Bretagna sull'incidenza di leucemie e linfoma non Hodgkin in bambini di età 0-4 anni nel periodo 1969-2004, il gruppo COMARE effettua una ulteriore valutazione dei dati di Bithell ,(2008) concludendo che non si rileva

significativo aumento del rischio.

Ma alcuni Autori delle review epidemiologiche, come sopra notato, non condividono tali conclusioni.

Diverse ipotesi sono state formulate per spiegare l'incremento di incidenza di cancro e leucemia vicino agli impianti nucleari.

Secondo Kaatsch et al. (2008), Spix et al. (2008), Gardner et al. (1990), Fairlie (2009) e Russ (2007), l'incremento del rischio era direttamente associato con la prossimità degli individui all'impianto nucleare ovvero alle normali operazioni che determinano comunque emissioni di radionuclidi dall'impianto stesso.

In generale le potenziali esposizioni sarebbero causate da:

- radiazioni dirette, raggi gamma e neutroni provenienti direttamente dal core del reattore
- radiazioni elettromagnetiche delle linee ad alta tensione che sono più fitte a partire dall'impianto elettronucleare
- emissioni di vapor d'acqua contenente trizio dalle torri di raffreddamento
- rilascio ambientale di radioattività.

L'incidenza di cancro potrebbe incrementare nell'area prossimale l'impianto anche per la combinazione dei suddetti fattori. Inoltre si verifica l'esposizione additiva della radioattività del reattore con quella naturale e con l'irraggiamento per scopi diagnostici.

Rilascio di radionuclidi dalle centrali elettronucleari

Avvengono sia in aria che in acqua. L'impatto delle emissioni in aria sull'ambiente e sulla salute umana è dipendente anche dalle condizioni meteorologiche.

Le emissioni più importanti dei reattori ad acqua pressurizzata (PWR) e dei reattori ad acqua bollente (BWR) sono:

- ^3H (trizio) nel vapor d'acqua,
- ^{14}C in anidride carbonica
- gas nobili (Kr, Ar e Xe) radioattivi.

Queste emissioni determinano elevate concentrazioni di radionuclidi nella vegetazione e nelle parti edibili delle piante agrarie; il rischio di esposizione in funzione della distanza dal reattore varia approssimativamente in ragione di $1/r^2$ (dove r è la distanza dalla sorgente di radionuclidi).

Ad esempio la concentrazione di ^3H in suoli, vegetazione naturale, carne, uova, cereali, frutta e orticole variava, in alcune misure effettuate su reattori canadesi, da 3000-5000 Becquerel a distanza di 1 km fino a 5-10 Becquerel a distanza di 10 km.

L'esposizione ai radionuclidi potrebbe essere causa di incremento delle leucemie nelle aree prossimali alle centrali nucleari perché i radionuclidi determinerebbero effetti mutageni e teratogeni nel feto e/o nell'embrione quando sono assorbiti nell'utero dalle donne che vivono in territori prossimali alle centrali.

Gli aspetti che regolano l'esposizione a ^{14}C e ^3H sono:

- a. la bioaccumulazione di ^3H e ^{14}C avviene nell'embrione e nel feto;
- b. l'incremento di radiosensibilità dell'embrione e del feto;
- c. l'aumento di radiosensibilità delle cellule ematopoietiche.

Radiosensibilità di embrioni e feti

Uno studio in Gran Bretagna, l'OSCC (Oxford Survey of Childhood Cancer) (Wakeford., 2008) condotto per trenta anni ha identificato un eccesso di rischio relativo di leucemia in bambini sotto i 15 anni nell'esposizione di embrione e feto causato da diagnostica addominale tramite raggi X.

Nello stesso studio OSSC è stato trovato anche un incremento di tumori solidi oltreché di leucemie infantili a causa dell'esposizione dell'utero alle radiazioni.

L' ^3H e il ^{14}C nelle molecole di H_2O e di CO_2 scambiano rapidamente con il biota e dunque sono presenti nell'embrione e nel feto durante la riproduzione cellulare. Ciò può condurre alla formazione di cloni pre-

leucemici nella fase dello sviluppo che può provocare successivamente leucemia.

E' stato stimato che durante la gravidanza la concentrazione di ^3H nel feto è di circa 1.5-2 volte più elevata che nei tessuti della madre esposta ad atmosfera contenente trizio nel vapore acqueo.

L'esposizione interna dell'utero causata dai radionuclidi secondo le stime di Fucic (2008) risulta ben più elevata, da quattro a cinque volte rispetto a quella dovuta ai raggi X, che deve comunque essere sommata a quella causata dalle emissioni degli impianti nucleari.

In tal senso l'ultimo rapporto COMARE(2011) sottolinea la necessità di approfondire la ricerca sugli effetti degli emettitori interni e delle esposizioni a basse dosi, ovvero di approfondire gli aspetti della esposizione di utero ed embrione dovuta all'intake di trizio e carbonio-14 per definire il meccanismo biologico della leucemia infantile .

Radiosensibilità di cellule ematopoietiche

La mutazione indotta dalle radiazioni nelle cellule del midollo spinale e dei tessuti linfatici danneggia i sistemi ematopoietici e può aumentare la velocità di malfunzione dei globuli bianchi, ovvero il rischio di leucemia. Ohtaki et al. (2004) trovarono che i linfociti precursori del sistema ematopoietico fetale erano circa cento volte più radiosensibili dei linfociti post-natali. Dunque le cellule primitive radiosensibili (la cui mutazione può determinare cancro nei bambini) rimangono attive durante tutta la gravidanza, anche nel terzo trimestre ma non dopo la nascita (Wakeford R., 2008).

NOTA SU UNO STUDIO EPIDEMIOLOGICO SULLA POPOLAZIONE RESIDENTE NEI TERRITORI PROSSIMALI ALLE CENTRALI DI LATINA E GARIGLIANO

Recentemente il Dipartimento di Epidemiologia del Servizio Sanitario Regionale del Lazio, la ASL di Latina e l'ARPA Lazio hanno completato uno studio (Ancona et al, 2011) sullo stato di salute della popolazione residente nelle vicinanze delle centrali nucleari di Borgo Sabotino e del Garigliano. Queste sono state funzionanti tra il 1962 e il 1987 la prima, dal 1964 al 1982 la seconda, con funzionamento discontinuo. La mortalità per causa, negli anni 1996-2007, dell'intera area osservata (0-7km) non ha mostrato diversità da quella della popolazione regionale, ma l'incidenza di tumori alla tiroide nelle donne - che è associata all'esposizione alle radiazioni - risulta più elevata del 53% rispetto alla Provincia di Latina e non è correlata con la distanza dall'impianto. Per gli uomini c'è stata incidenza di mortalità per tutte le cause più elevata nell'intera fascia e per tumore allo stomaco e malattie cardiovascolari più elevata nella fascia 2-4 km rispetto all'intera regione.

INDAGINI SUI DANNI AMBIENTALI PROVOCATI DA IMPIANTI DI ESTRAZIONE E TRATTAMENTO DI MINERALI DI URANIO E DA OPERAZIONI DI SMALTIMENTO DI SCORIE RADIOATTIVE

i. Sono state rilevate in uno studio su 7 miniere e impianti di trattamento del minerale di uranio - nel sito di Uravan, contea di Montrose, nel plateau del Colorado - l'incidenza di malattie e di mortalità nei lavoratori addetti sia all'estrazione che al trattamento del minerale.

Il campione ha considerato i lavoratori che avevano avuto un impegno negli impianti di almeno un anno a partire dal 1940 e la ricerca ha riguardato la mortalità e l'incidenza di malattie nei sopravvissuti fino al 1998.

Si è trovato un incremento statisticamente significativo nella mortalità per malattie respiratorie non maligne, mentre l'incremento per mortalità da leucemia, linfoma di Hodgkin, malattie renali croniche e tumore del polmone non era significativo.

Tra le malattie non maligne respiratorie si è registrato enfisema polmonare, pneumoconiosi e altre patologie. L'enfisema ed il cancro polmonare risultano più elevati tra i lavoratori impiegati prima del 1955 a causa delle più elevate esposizioni di uranio, silice, silicati e vanadio contenuti nelle polveri respirate. I limiti dello studio sono stati sia la mancanza di dati sui fumatori sia l'impossibilità di stimare l'esposizione alle polveri tossiche (Pinkerton et al., 2004).

Nel 1983 l'Agenzia per la Tutela di Ambiente e Salute del Colorado ha denunciato per danni alla salute dei lavoratori e all'ambiente l'UCC (Union Carbide and Carbon) e la UMETCO Mineral Corporation, come

unici responsabili del terribile stato di degrado del sito di Uravan.

Solo nel 2008 è stato completato il rapporto finale (UMETCO, 2008) sulle attività di bonifica e di recupero nel sito di Uravan in accordo con le procedure stabilite dall'EPA. L'area ha una superficie di circa 300 ha e comprende, oltre agli impianti per il trattamento del minerale uranifero, altre strutture utilizzate per il deposito delle scorie. L'attività centrale del comprensorio era la preparazione dello yellowcake (ossido di uranio e uranati per circa 80-96%) che è il materiale di base per la preparazione del combustibile nucleare e della bomba. Si è trattato di una gigantesca operazione sul sito contaminato da residui di radionuclidi e metalli pesanti che derivano dall'estrazione iniziata nel 1900. La purificazione del minerale contenente U e V per la separazione dei composti di interesse industriale iniziò nel 1920 e furono processate più di 10 milioni di tonnellate di minerale, furono prodotti milioni di tonnellate di scorie solide e 38 milioni di galloni di rifiuti liquidi.

Gli obiettivi perseguiti sono stati: la protezione delle acque di superficie e profonde; la stabilizzazione e il controllo delle scorie e di altri materiali residui; minimizzare le emissioni di radon dalle diverse tipologie di rifiuti; condurre le pratiche di recupero del territorio riducendo l'impatto sull'ambiente e la salute del personale operativo.

Le operazioni di recupero ambientale, monitoraggio etc sono durate dal 1987 al 2004 e sono costate 127 mil \$ a carico di UCC e UMETCO.

ii. Greenpeace assieme al laboratorio francese CRIIRAD (Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité) e alcune *ong* locali ha realizzato un piano di monitoraggio delle acque in alcuni villaggi del Niger in prossimità delle miniere di uranio dell'impresa francese AREVA. Nell'80% dei casi i livelli di radioattività superavano i limiti raccomandati dall'OMS, ma le acque erano comunque utilizzate dalla popolazione. Anche l'aria ed i suoli risultavano inquinati dalla radioattività e il tasso di malattie respiratorie nel territorio attorno alla miniera era superiore del 100% ai risultati attesi.

Secondo gli analisti, l'area presenta livelli di povertà molto alti anche per gli alti livelli di mortalità e di morbilità del territorio. Occorre ricordare che AREVA ricava dalle miniere del Niger ben la metà dell'uranio impiegato in tutti gli impianti nucleari, ovviamente con altissimi profitti.

iii. Ancora negli USA quantità di rifiuti a bassa e media attività sono fuoriusciti dai depositi di materiali radioattivi della West Valley e dei siti di Hanford (Stato di Washington), inquinando le acque profonde e minacciando di contaminare il lago Erie e il fiume Columbia (US GAO, 2009).

Le operazioni di recupero del territorio e di disinquinamento delle matrici ambientali del sito di Hanford costituiscono uno degli impegni più cospicui in materia di riassetto ambientale - tossicologico del territorio, a livello mondiale: 12.3 miliardi \$ fino al 2006 con stime dei costi di 77 - 100 miliardi \$ fino al 2047.

Otherearth – un mondo altro. Forum energia ricerca (www.otherearth.it)

RINGRAZIAMENTI alla dott.ssa Magda Schimberni dell'ENEA per l'essenziale ruolo nella ricerca delle fonti e per la revisione del testo.

BIBLIOGRAFIA

AEA Technology 1998. Power generation and the environment - a UK perspective. Vol 1 - AEAT 3776.

Ancona C., Mataloni F., Badaloni C., Bucci S., Forastiere F., Davoli M., Busco S., PannoZZo F., Cupellaro E., Sozzi R., Zaottini E., 2011. Valutazione epidemiologica dello stato di salute della popolazione residente nelle vicinanze delle centrali nucleari di Borgo Sabotino e del Garigliano. Rapporto del Dipartimento di Epidemiologia del Servizio Regionale Sanitario, ASLLatina, Regione Lazio. febbraio 2011

Baker P.J., Hoel D. (2007). Meta-analysis standardized incidence and mortality rates of childhood leukemias in proximity to nuclear facilities. *Eur. J. Cancer Care*, 16, 355-363.

Belson M., Kingsley B., Holmes A., 2007. Risk factors for acute leukemia in children: a review. *Environ. Health Perspect.*, 115, 138-145.

Bithell J.T., Keegan T.J., Kroll M.E., Murphy M.F.G., Vincent T.C., 2008. Childhood leukemias near British nuclear installation: methodological issues and recent results. *Radiation Protection Dosimetry* 45, 1-7.

COMARE (Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment), 2011. Fourteenth Report. Further consideration of the incidence of childhood leukaemia around power plants in Great Britain (A. Elliott ed.). Health Protection Agency.

Cook-Mozaffari P.J., Darby S.C., Doll R., Forman D., Hermon C., Pike M.C., 1989. Geographical variation in mortality from leukaemia and other cancers in England and Wales in relation to proximity to nuclear installations, 1969-78. *Br. J. Cancer*, 59, 476-485.

Dickinson H.O., Parker L., 2002. Leukaemia and non-Hodgkin lymphoma in children of male Sellafield radiation workers. *Int. Journal of Cancer*, 99, 437-444.

Draper G.J., Little M.P., Sorahan T., Kinlen L.J., Bunch K.J., Conquest A.J., 1997. Cancer in the offspring of radiation workers: a record linkage study. *BMJ*, 315, 1181-1188.

Fairlie I., 2009. Commentary: childhood cancer near nuclear power stations. *Environmental Health*, 8, 43.

Fairlie I., Korblein A., 2010. *Radiation Protection Dosimetry* 138, 194.

Fucic A., Brunborg G., Lasan R., Jezek D., Knudsen L.E., Merlo D.F., 2008. Genomic damage in children accidentally exposed to ionizing radiations: a review of the literature. *Mutat. Res.* 658(1-2), 111-23.

Gardner M.J., Snee M.P., Hall A.J., Powell C.A., Downes S., Terrell J.D., 1990. Study of Leukemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plants in West Cumbria. *BMJ* 300(6722), 423-429.

Guizard A.V., Boutou O., Pottier D., Troussard X., Pheby D., Launoy G., Slama R., Spira A., 2001. The incidence of childhood leukemia around the La Hague nuclear reprocessing plant (France): a survey for the years 1978-1998. *J. Epidemiol. Community Health*, 55, 469-474.

Health Protection Agency-Radiation Protection Division (HPA-RP), 2008. Guidance on the application of dose coefficients for the embryo, foetus and breastfed infant in dose assessments for members of the public (RCE-5) Chilton Oxon, UK: HPA-RP.

Hoffmann W., Terschueren C., Richardson D. B., 2007. Childhood Leukemia in the Vicinity of the Geesthacht Nuclear Establishments near Hamburg, Germany. *Environ Health Perspect* 115(6).

ISPRA, 2010_a. Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2008 - National inventory Report 113/2010.

ISPRA, 2010_b. Italian Emission inventory 1990-2008 – Informative Inventory report 122/2010.

Kaastch P., Spix C., Schulze-Rath R., Blettner M., 2008. Leukemias in young children living in the vicinity of German Nuclear Power Plants. *Int. J. Cancer* 122, 721-726.

Korblein A., Hoffmann W., 1999. Childhood Cancer in the Vicinity of German Nuclear Power Plants. *Medicine & Global Survival* 6, 118-123.

- Laurier D., Hémon D., Clavel J., 2008a. Childhood leukemia incidence below the age of 5 years near French nuclear power plants. *J. Radiol. Prot.* 28, 401-403
- Laurier D., Jacob S., Bernier MO., Leuraud K., Metz C., Samson E., Laloi P., 2008b. Epidemiological studies of leukemia in children and young adults around nuclear facilities: a critical review. *Radiat. Prot. Dosimetry* 132(2), 182-90.
- Laurier D., Jacob S., Laloi P., 2010. *Radiation Protection Dosimetry*, 138: 195-197
- Lenzen M., 2008. Life cycle energy and greenhouse emissions of nuclear energy: a review. *Energy Conversion & Management*, 49, 2178-2199.
- Ohtaki K., Kodama Y., Nakano M., Itoh M., Awa AA., Cologne J., Nakamura N., 2004. Human retuse do not register chromosome damage inflicted by radiation exposure in lymphoid precursor cells except for a small but significant effect at low doses. *Radiat. Res.* 161: 373-379.
- Niwa GJ., Little MP., Sorahan T., Kulen LJ., Bunch KJ., Conquest AJ., 2003. Induced genomic instability in irradiated germ cells and in the offspring; reconciling discrepancies among the human and the animal studies. *Oncogene* 544, 425-452.
- Nomura T., 2003. Transgenerational carcinogenesis induction and transmission of genetic alteration and mechanisms of carcinogenesis. *Mutat. Res.* 22, 7078-7086.
- Noshchenco A.G., Zamodryan P.V., Bondar O.Y., Drozdova V.D., 2002. Radiation-induced leukemia risk among those aged 0-20 at the time of the Chernobyl accident: a case-control study in the Ukraine . *Int. J. Cancer* 99(4): 609-618.
- Pinkerton L.E., Bloom T.F., Hein M.J., Ward E.M., 2004. Mortality among a cohort of uranium mill workers: an update. *Occup. Environ. Med.* 61:57-64.
- Russ A., 2007. Ionizing Radiation and childhood leukemia. *Environ. Health Perspect.* 115(8), A395-A396.
- Silva-Mato A., Viana D., Fernández- SanMartin, Cobos J, Viana M., 2003. Cancer risk around the nuclear power plants of Trillo and Zorita (Spain). *Occup. Environ. Med.* , 60, 521-527.
- Spix C., Schmiedel S., Schulze-Rath R., Blettner M., 2008. Case-control study on childhood cancer in the vicinity of German Nuclear power Plants. *Eur.J. Cancer* 44, 275-284.
- Spreng D.T., 1988. *Net-Energy Analysis and the Energy Requirement of Energy Systems*, Ed. Praeger, New York, 1988.
- Stevens W., Thomas DL., Lyon JL., Till JE., Kerber RA., Simon SL., 1990. Leukemia in Utah and radioactive fallout from the Nevada test site. A case-control study. *JAMA* 264, 585-591.
- UMETCO, 2008. FINAL CLOSE OUT REPORT. Uravan Mill and adjacent areas Montrose County, Colorado.
- US GAO, Government Accountability Office, 2009. Nuclear waste Uncertainties and questions about costs and Risks persists with DOE's tank waste cleanup strategy at Hanford.
- Van Leeuwen J. W. 2008. Nuclear power - the energy balance. February 2008 Ceedate consultancy. Chaam, Netherlands
- Viel J.F., 1997. Case-control study of leukaemia among young people near Le Hague nuclear reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited. *BMJ* 11;314(7074)101-6.
- Wakeford R., Little MP., 2002. Childhood cancer after low-level intrauterine exposure to irradiation. *J. Radiol. Prot.* 22, A123-A127.
- Wakeford R., Little MP., 2003. Risk coefficient for childhood cancer after low-level intrauterine exposure to irradiation. *J. Radiol. Prot.* 79, 293-309.
- Wakeford R., 2008. Childhood leukemia following medical diagnostic exposure to ionizing radiation in utero or after birth. *Radiation Protection Dosimetry* 132, 166-74.