

乏氧细胞增敏与放射生物学的关系

乏氧是造成治疗无效的原因之一,放射生物其它因素亦影响疗效。细胞培养技术发现,人肿瘤细胞有内在范围很宽的辐射敏感性,确切性还有待进一步证明。

人的肿瘤细胞动力学发现,肿瘤细胞在放疗过程中再生很快,这是造成治疗失败的原因之一,从而导致临床实验上增加分次照射的剂量。有证据证明,头颈和子宫颈鳞状上皮癌细胞有迅速的再生力,这是因为存在有耐射线的乏氧细胞。肿瘤细胞含高比例乏氧细胞,但同样有迅速再生力,由于重新氧合时间减少,乏氧抗性增加,导致治疗失败。另外,在传统放疗时使用增敏剂也无效,因为细胞再生会完全抵消增敏所致的死亡。

预后与随机临床实验

用乏氧细胞增敏剂改进放疗效果方面已做了大量工作,但某些有益效果只是在小范

围内获得,因此随机的临床实验不仅要包括大量病人,而且要详细统计实验组数据。

血管的组织学研究可为预后提供有价值的资料,发现乏氧是辐射抗性的重要因素。注射bromodexyuridine后进行活组织检查,发现细胞正待有丝分裂。放射治疗中,观察到舌癌中靠近毛细血管部位细胞正待有丝分裂,而远离毛细血管则不同,其细胞周期很短,这里细胞繁殖可能比乏氧更重要。在喉癌鳞状细胞中,细胞倍增时间仅为4天,认为可能是加速细胞增殖的问题,然而乏氧也是一个重要因素。

高压氧对局部肿瘤有所改善,但也增加了正常组织的损伤,因此难以平衡两种效应,虽肿瘤疗效标准已被接受,但正常组织的损伤还缺乏国际上统一接受的标准。如所有实验组对正常组织的作用采用同样标准,那么增敏研究和用以改进放疗的大量实验方法将取得进展。

[Int J Radiat Oncol Biol Phys 1991; 20(1): 147~152(英文) 何文春节译 李美佳校]

三种 α 径迹氡监测器的性能评价研究

Yeager WM et al

摘 要: 在 $37\sim 740\text{Bq}\cdot\text{a}\cdot\text{m}^{-3}$ 暴露量范围内,对三种 α 径迹氡监测器的性能进行了评价研究。给出了各自的精度和偏倚,讨论了研究结果和有关改进措施,选出了用于住宅氡调查的A型氡监测器。

引 言

NRRS(全国住宅氡调查)测量了美国各地统计样品大约为6000家的氡浓度年均值。调查的主要目的是估计全国房屋氡浓度的分布,特别是年均值超过150和 $370\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 水平房屋的份额。

为评价各种 α 径迹氡监测器(ATDs)是否满足NRRS所要求的精度和偏倚,进行

了研究。研究资料用于全国调查中配置ATDs的房屋样品容量的设计。用于本研究的监测器暴露时间为1989年1月。调查用的监测器于1989年夏季布放,于1990年夏季收回。调查中约5%的房屋是双样,这12个月的双样监测器的结果将用于估计调查测量的精密度。

用于研究的监测器已经满足环保局(EPA)氡测量技术水平纲要的要求,监

测器设计成便于在墙上悬挂式的,以避免损坏和调查期间灰尘的积累。确定了四种具备NRRS所需要的基本特性的ATDs,其敏感材料均为CR-39。

影响ATDs测量质量的因素

ATDs是通过将其暴露于已知氡浓度中来刻度的。暴露中确定的响应因子把径迹密度与氡浓度和暴露时间的乘积联系起来。

$$\text{暴露量} = R(D - B) \quad (1)$$

式中: R为响应因子, D为观测的径迹密度, B为本底, (D - B)为净计数密度。

若已知暴露时间,便可计算氡的平均浓度。

在低暴露量下,计数统计误差限制ATDs的精密性,而本底的准确度则限制其偏倚。在高暴露量下,响应因子的误差限制其精密性,响应因子的准确度限制其偏倚。

研究的设计与实施

购置了4批ATDs,其中3批监测器被送到位于Montgomery的EPA东部环境辐射装置(EERF)实验室,进行已知氡浓度的暴露。

EERF有两个氡室,每个氡室暴露20天。用 α 粒子计数法连续监测氡室内的氡浓度,以确保氡水平的恒定。另外,每天抓采一次氡室空气于125ml闪烁室内,4小时后计数。小氡室(3.6m^3)氡浓度计划为 $13.51\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$,而测得的平均浓度为 $13.56\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$,计数变化误差相当于 $0.033\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。对每个氡室监测氡浓度的总误差(计数加刻度)估计小于5%。

将监测器从箔袋取出并置于编号的金属丝盘上,随机分成14组,每组30个(每种类型各10个),每组接受同样的暴露量。计划的暴露量范围为 $37\sim 740\text{Bq}\cdot\text{a}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

有两组空白监测器,一组(1组)保留

在氡室外,并在返回卖主分析之前,打开其箔袋,再将其包装成与受暴露量的监测器同样的式样运往Camroden。用这种方法检验监测器从室内取出后在运输中的附加暴露量。另一组(3组)监测器则留在箔袋内并置于大氡室内,20天后取出并打开箔袋,立即包装运往Camroden。用这种方法检验箔袋在其被打开前,是否能完全防止氡气暴露。

Camroden的工作人员打开监测器,并将每个监测器的标签填好虚设的日期,然后把每个监测器分别包封在箔袋内返回卖主分析。暴露量的报告由Camroden受理,并送回Research Triangle Institute(RTI)进行评价。

结 果

空白监测器的暴露量测量结果表明,C型监测器没有报出 $<3\text{Bq}\cdot\text{a}\cdot\text{m}^{-3}$ 的暴露量值。A型空白值有35%超过这一探测限,而C型只有15%。报告的所有B型空白值均超过 $3.0\text{Bq}\cdot\text{a}\cdot\text{m}^{-3}$ 。看来,B型的防氡袋在收到前就受到一些暴露,而置入氡室编为第三组的B型监测器受到的暴露更多些。

表中给出有代表性的4个暴露组的计划和监测的氡暴露量,以及报告的读数统计概况和符合率(报告的值/监测的值)。

一个理想的监测器应有误差小并接近1的符合率。A型监测器的结果最接近于监测值,因此被选用于NRRS,尽管在中等暴露量范围内符合率偏高。B、C型监测的结果偏低,C型的相对误差(RSD)最小,B型的最大而且精确度最差。

随 访

1989年6月,我们访问了A型监测器的制造和分析测量卖主。他们有两台计算机图像分析仪,即大视屏和普通型,前者扫描面积比后者大,但不能识别暴露量在 $150\text{Bq}\cdot\text{a}\cdot$

表 报告的氡暴露量

组	类型	监测的暴露量 ($\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3}$)	报告的暴露量 ($\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3}$)					符合率*
			中值	均值	RSD	第90	第10	
2	A	37	36.7	38.1	0.178	48.6	30.1	1.03 ± 0.18
	B		29.6	30.6	0.211	42.4	25.0	0.83 ± 0.17
	C		32.3	33.6	0.128	41.3	29.1	0.91 ± 0.12
6	A	145	139.1	141.4	0.118	161.1	123.2	0.97 ± 0.12
	B		116.3	113.0	0.169	134.2	76.2	0.78 ± 0.13
	C		111.2	110.3	0.124	134.0	90.3	0.76 ± 0.09
10	A	370	455.6	443.0	0.151	522.0	303.2	1.20 ± 0.18
	B		204.8	196.7	0.342	286.1	51.7	0.53 ± 0.18
	C		260.1	260.4	0.076	287.8	229.3	0.70 ± 0.05
14	A	743	777.1	748.8	0.124	848.3	564.6	1.01 ± 0.13
	B		452.1	446.7	0.086	495.3	390.1	0.60 ± 0.05
	C		516.8	509.3	0.036	530.5	473.6	0.69 ± 0.02

* 符合率 = (平均报告值 ± 标准差) / 监测值

m^{-3} 以上的各个径迹。我们研究中的监测器是用这一系统计数的,到 $150\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3}$ 时改为手工计数,这就造成了精度的降低。当再次对这些监测器进行计数时,改用能识别到高达 $450\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3}$ 暴露量的径迹的普通型图像分析仪,到 $450\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3}$ 暴露量水平时再改用手工计数。结果表明,对于那些首次用手工计数,再次计数时用普通型图像分析仪计数的监测器,再次计数给出的暴露量平均值要低45%,而总平均偏倚由+8%变为-9%。也比较了A型监测器第一次与第二次报告结果的精密度,150~450 $\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3}$ 之间的监测器,其平均精度由26%提高到10%,总平均精度(RSD)由20%提高到15%。

1989年6月,我们也访问了B型监测器的卖主。他们没有用图像分析仪,所有监测器都是手工计数,并同意对用于我们研究中的所有监测器进行重新计数。比较B型第一次与第二次的报告值,平均偏倚由-35%改善为+6%,平均精度由24%提高到19%。这样B型的偏倚小于所研究的其它二种,但精确度仍是最差的,尤其暴露量在180 Bq

$\cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3}$ 以下时更是如此。此后,B型卖主开始用图像分析仪计数ATDs。

回归分析

假如监测器的报告值准确,但有偏倚,监测值对报告值的线性回归可用于检验监测器的刻度。用最小平方拟合法确定下式中的系数S和I:

$$\text{监测值} = S \times \text{报告值} + I \quad (2)$$

理想情况下,监测值=报告值,或 $S = 1.0$, $I = 0.0$ 。用回归系数可修正方程式(1)中的刻度系数:

$$\begin{aligned} \text{监测值} &= S \times R \times (D - B) + I \\ &= R' \times (D - B') \end{aligned} \quad (3)$$

式中 $R' = S \times R$,即经修正的响应因子; $B' = B - I / S \times R$,即经修正的本底。

或者,用回归系数修正报告值:

$$\text{修正值} = S \times \text{报告值} + I \quad (4)$$

C型监测器是为非住宅应用设计的,尽管它的精密度最好,但偏倚显著,按上述回归系数对报告值进行调整后,总平均符合率由 0.742 ± 0.06 增加到 1.009 ± 0.099 ,平均

RSD由9.0%变为9.8%。其它型号监测器可能不存在刻度问题,但精密度差,经调整后效果不大。

结 论

在现场调查前,应对测量方法的性能在预期暴露量范围内进行评价。有关性能各种量度指标的重要性取决于测量的应用意图。决定是否对个别房屋采取降氡措施,要根据多次测量的结果,每次测量都很重要。但在

暴露量很低或很高的情况下,测量就不必要很准确。在暴露量相当于要决定是否对房屋结构采取补救措施时,人们希望测量的质量最好。EPA用于补救措施所规定的年平均氡浓度为 $150\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。另一方面,在确定浓度频数分布的调查中,主要的是要知道整个暴露量范围内的精度和偏倚,以便对分布根据统计学进行调整。

[Health phys 1991; 60(4):507~515(英文) 孟文斌节译 姜会侠校]

低剂量辐射流行病学研究:方法学问题的评价

Modam B

摘 要: 辐射防护剂量限值所依据的辐射诱发癌症的估计主要来自对受0.5~10Gy剂量照射范围的人群调查。本文评价了低剂量辐射调查中存在的问题,重点分析已发表资料中方法学错误的可能来源及其对危险估算所致后果。

错误的可能来源

导致低剂量辐射研究结果混淆有如下几个原因:

1. 不适当的剂量测定法

低剂量辐射研究中,个人剂量是用回顾方法确定的。回顾中所假定的辐射情况和过去辐射间可能存在差异。例如儿童接受头部照射时,头、颈或胸的倾斜会使辐射水平估算值比按后位高得多。同样,不适当或前后不一致的个人剂量计或环境测量方法都会影响X线技术人员、核设施工作人员和周围人群剂量的正确估算。也不能排除核反应堆偶而会排放比当局规定量高得多的可能性。

2. 调查样本

为证实低剂量的真正效应需调查很大人群,其长期随访难以实施,而小量人群调查则易出现偶然性。多种癌症的评价更增加复杂性。除子宫内受照外,尚无对总癌症的超额危险度资料。另外,报道阳性和低估阴性

发现的倾向使估算真正发生率更复杂化。

3. 缺乏合适的对照

低剂量辐射调查中,癌症危险度通常依据总人口中的预期值导出。就所调查特定受照人群所固有的选择性因素而言,这类比较会导致错误结论。“健康工人效应”这一术语表示了工业工人较佳的体质状态是很重要的。

4. 其它因素

很难区别真正辐射效应与其它已知致癌物的协同效应。如核工业工作场所的试剂或核试验场用作冷却剂的各种物质。加之观察的受照者继续正常生活并接触各种有害因素,它们可能在致癌效应出现之前多年就已影响或缩短其寿命。因此,低剂量研究的重要性在于其它致癌物的影响容易掩盖辐射效应。

5. 社会-地理干扰因素

社会地位、生活方式、房屋建筑类型或亲属关系都和辐照因素有关。有报道认为,