V.U. Mme Cl. Stiévenart
Av. Armand Huysmans 206, bte 10
B- 1050 Bruxelles - Brussel

ISSN - 0250 -5010

ANNALEN
VAN
DE BELGISCHE VERENIGING
VOOR
STRALINGSBESCHERMING

VOL. 34, N°1, 2009 2e trim. 2009

Meting van radioactiviteit in het leefmilieu
Mesure de la radioactivité dans l'environnement

Driemaandelijkse periodiek
1050 Brussel 5

Périodique trimestriel
1050 Bruxelles 5

ANNALES
DE
L'ASSOCIATION BELGE
DE
RADIOPROTECTION

Hoofdredacteur — Mr C. Steinkuhler — Rédacteur en chef
Rue de la Station 39
B- 1325 Longueville

Redactiesecretariaat — Mme Cl. Stiévenart — Secrétaire de Rédaction
Av. Armand Huysmans 206, bte 10
B- 1050 Bruxelles - Brussel

Publikatie van teksten in de Annalen gebeurt onder volledige verantwoordelijkheid van de auteurs. Nadruk, zelfs gedeeltelijk uit deze teksten, mag enkel met schriftelijke toestemming van de auteurs en van de Redactie.

Les textes publiés dans les Annales le sont sous l'entière responsabilité des auteurs.
Toute reproduction, même partielle, ne se fera qu'avec l'autorisation écrite des auteurs et de la Rédaction.

Ce numéro contient les textes des exposés présentés lors de la réunion organisée par l'Association belge de Radioprotection à Bruxelles le 10 octobre 2008.

Dit nummer bevat de teksten van de uiteenzettingen ter gelegenheid van de vergadering van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming in Brussel op 10 oktober 2008.

Meting van radioactiviteit in het leefmilieu
Mesure de la radioactivité dans l'environnement

SOMMAIRE **INHOUD**

EURATOM requirements with regard to environmental radioactivity monitoring
A. JANSSENS et al. p.1

Le progamme de surveillance radiologique du territoire : raison d'être, contenu, situation présente et évolution
L. SOMBRE, J. CLAES p.19

Controle van radioactiviteit in het leefmilieu : bemonstering, monstervoorbereiding en meettechnieken
F. VERREZEN p.37

TELERAD: le réseau de surveillance radiologique et le système d'alerte rapide en Belgique
M. DESMEDT p.43

Problématique de la transposition de la directive « Eau Potable » 98/83.CE
J-M. FLEMAL p.51

Radiological monitoring of sewage in water purification plants in Belgium by remote and continuous gamma spectrometry.
G. DELECAT, Ph. VAN PUT, C. DE LELLIS, JP.LACROIX p.63

Het toezichtsprogramma van de Molse Nete
P. GIELEN, S. VANARWEGEN p.75

The application of radon measurements in the radon action plan in Belgium
B. DEHANDSCHUTTER, E. NOEL, S. PEPIN, A. POFFIJN, M. SONCKp.89

De controle van goederenstromen met meetpoorten
P. FIAS, S. SCHREURS p.111

Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.34, n°1, 2009
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, n°1, 2009

EURATOM REQUIREMENTS WITH REGARD TO ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY MONITORING

Augustin Janssens, Eberhardt Henrich, Michel Herzeele, Stefan Mundigl, Vesa Tanner, Stefan Van der Stricht,
European Commission, Directorate-General for Energy and Transport, L – 2920 LUXEMBOURG

1. Chapter III EURATOM Treaty

The Treaty establishing the Atomic Energy Community (Rome, 1957) introduced, at a very early stage of the development of nuclear energy, the need to ensure adequate protection of the health of workers and of members of the public in relation to the dangers arising from ionising radiation. Article 2b of the Treaty lays down that the Community shall "establish uniform safety standards to protect the health of workers and of the general public and ensure that they are applied". Chapter III (Health and Safety, Articles 30-39) is concerned with radiation protection, in particular with the safety standards (Articles 30-33) and specifically with environmental radioactivity (Articles 34-38).

This paper will concentrate on the requirements on environmental radioactivity surveillance (Articles 35-36), together with Article 37 which relates to the impact of plans for the disposal of radioactive waste (Article 34 is rarely or never invoked and will not be discussed). There is an intimate relationship between the specific requirements on environmental radioactivity and the Basic Safety Standards.

2. Environmental provisions of the EURATOM Treaty

2.1. Article 35 of the EURATOM Treaty

Article 35, first paragraph, of the EURATOM Treaty states that
"Each Member State shall establish the facilities necessary to carry out continuous monitoring of the level of radioactivity in the air, water and soil and to ensure compliance with the basic standards."
This paragraph is the cornerstone of extensive programmes for monitoring levels of radioactivity in the environment established in Member States. The formulation "air, water and soil" is understood to be all embracing and to include all compartments of the biosphere. It is worth noting that actual soil monitoring is carried out only sporadically but instead deposition measurements and biota measurements (grass, milk) are carried out as indicators for the transfer from soils to individuals. The "environment" includes both the ambient environment in proximity of, for instance, a nuclear installation and the overall territory of a Member State.
The requirement for environmental radioactivity monitoring is thus a requisite in its own right in addition to being a means of ensuring compliance with the basic standards.

The second paragraph of Article 35 reads:
"The Commission shall have the right of access to such facilities; it may verify their operation and efficiency".
The right of verification relates to the efficiency of the facilities installed for the measurement of environmental radioactivity and of radioactive discharges and the adequacy of the environmental monitoring programme. The efficiency and adequacy are assessed in relation to the overall approach developed at national level for ensuring the protection of the population in compliance with the Basic Safety Standards.
It is the Commission's view that the environment starts where radioactive discharges pass out of operational control and that Community verifications, therefore, include the equipment for monitoring liquid and gaseous discharges, to the extent that such monitoring is necessary for the assessment of their environmental impact. The verifications are essentially technical, looking into the adequacy of methods for sampling and laboratory analysis, quality assurance and procedures, but also at the comprehensiveness of the overall national programme.

The practical modalities and scope of the verifications were laid down in a Commission Communication (2006/C 155/02) on "Verification of environmental radioactivity monitoring facilities under the terms of Article 35 of the EURATOM Treaty – Practical arrangements for the conduct of verification visits in Member States".
An overview of the conduct of verifications and the conclusions that could be drawn from these was presented in a second Commission Communication (COM/2007/0847) on the "Application of Article 35 of the EURATOM Treaty – verification of the operation and efficiency of facilities for continuous monitoring of the level of radioactivity in the air, water and soil: Report, 1990-2007".
Finally, a study has recently been completed on the implementation of Article 35 EURATOM ("Overview of national environmental monitoring requirements and inspection activities", soon to be published in the Radiation Protection publication series).

2.2. Article 36

Article 36 of the EURATOM Treaty requires that Member States shall "periodically communicate information on the checks referred to in Article 35 to the Commission so that it is kept informed of the level of radioactivity to which the public is exposed".
Thus Member States regularly transmit to the Commission the national (annual) reports on environmental radioactivity. The Commission regularly publishes data extracted from such reports at Community level. Such compilations have an added value compared to national reports to the extent that data are comparable across borders. This should be the case for the levels of radioactivity resulting from global fall-out from atmospheric weapons' testing in the sixties and for the Chernobyl contamination. The Community publications are a means of ensuring that data are consistent. Thus only such sampling locations are incorporated in the Community reports which are not affected by the discharges of nuclear installations (for river sampling locations this is not always possible). This choice is without prejudice to the scope of the monitoring requirement under Article 35.
The Commission has published a continuous series of reports beginning in the early 1960s. The latest report covers the year 2001 [1]. The REM (Radioactivity Environmental Monitoring) data bank was set up for

this purpose in the Joint Research Centre, at Ispra, initially for holding data on the contamination resulting from the Chernobyl accident. It was decided to use this data bank to streamline the various formats adopted in the EU for reporting routine environmental measurements and to prepare the Community reports in a more systematic way. The data records are accessible to external users via internet (http://rem.jrc.ec.europa.eu/webremdb.html). In order to ensure a systematic and uniform data set it is required that individual monitoring results are entered rather than aggregate data as are often included in the national reports. In order to avoid the excessive workload involved in manually inputting the data it was imperative that national data be transmitted in electronic format. For this purpose the JRC had developed a software tool EASYPROTEO which generates data in the required REM format.

The consensus on monitoring and reporting requirements has been laid down in a Commission Recommendation adopted in 2000 [2]. It establishes the modalities for reporting on the following sample categories: airborne particulates, air (dose rate), surface water, water intended for human consumption (with reference to the EC/98/83 Drinking Water Directive), milk and mixed diet, for different measurement categories, in two networks, labelled "dense" and "sparse".

A problem that emerged from the publications in the early eighties was that levels of radioactivity from weapons' fallout decreasing down to below detection limits which vary between Member States, so that the publications evolved into a compilation of "less-than" figures which was not very meaningful. Today, twenty years after Chernobyl, we are in the same situation. A more transparent reporting was achieved by making use of general reporting levels for each sample/nuclide category. At the same time it was felt that in addition to the extensive data set covering the entire territory of the EU (the "dense" network), for which reporting levels are set with reference to the corresponding population exposure (at the very low level of 1 μSv per year), there was a need to include data on actual levels of radioactivity for a limited number of selected locations ("sparse" network). Member States are asked to provide data with the highest achievable accuracy. Comparison of data sets for extended time periods helps to highlight the trends in radioactivity levels.

The requirements on timing and (electronic) means of reporting will speed up the Community reports. In addition a link is established between routine

and emergency monitoring, and it is recommended to use the agreed means of transmission for the latter data routinely.
A common data exchange platform (EURDEP) has been developed for this purpose. It has introduced an agreed format for automatic data exchange, in particular for the dose rate continuously monitored by national early warning networks. It is a communication platform for the urgent exchange of data in an emergency exposure situation (complementary to the ECURIE arrangements under Council Decision 87/600/EURATOM), but also permits the exchange of routine data for other categories of samples. EURDEP is accessible on the web, both, for the public and for restricted use: http://eurdep.jrc.ec.europa.eu/default.aspx?view=1$1.
A very important application of the REM data bank was the publication of an atlas of caesium deposition as a result of the Chernobyl accident [3]. A very detailed mapping of the deposition was possible through the large amount of available data (including those provided by the CIS) and state-of-the art geographical information systems. The atlas has also been released on CD-ROM.

2.3. Article 37

Article 37 of the EURATOM Treaty requires each Member State to "… provide the Commission with such general data relating to any plan for the disposal of radioactive waste in whatever form as will make it possible to determine whether the implementation of such a plan is liable to result in the radioactive contamination of the water, soil or airspace of another Member State."
The general data comprise information on

- the site and its surroundings,
- the plant,
- release of airborne radioactive effluent in normal operation,
- release of liquid radioactive effluent in normal operation,
- disposal of solid radioactive waste,
- unplanned releases of radioactive effluents,
- environmental monitoring.

The purpose of the Article 37 procedure is to allow the Commission to give an opinion, published in the Official Journal within six months after submission, on whether there is an impact, significant from the point of view

of health, on another Member State. The opinion is sent, accompanied by the experts' report, to the government of the Member State that submitted the original waste disposal plan. In 1986, in connection with the Court of Justice case relating to the Cattenom nuclear power station[1], it was decided to publish the opinions in the Official Journal of the European Union.

The general data should allow the assessment of population exposure for reference group(s) in nearest Member States (at shortest distance in prevailing wind directions, or along the river or seacoast in which liquid effluent is discharged). Allowance must be made for the export of agricultural produce grown in the region surrounding the site. Thus the radioactive contamination in proximity to the site is also relevant information.

There are currently few submissions of general data for new nuclear fuel cycle plants (reactors, reprocessing plants). On the other hand older plants are being modified or discharge authorisations change. Commission Recommendation 91/4/EURATOM required general data to be submitted to the extent that such modification could cause an appreciable increase of the exposure of the population of another Member State. The concept of "an appreciable increase" was of course a matter of interpretation: according to the strict terms of Article 37 ("any plan") it is for the Commission to judge whether the impact is appreciable, not for the Member State.

A Recommendation adopted in December 1999 [4] removed the ambiguity with regard to such modifications and deals more adequately with dismantling of decommissioned facilities. This was prompted on the one hand by the increasing number of installations awaiting dismantling, on the other hand by the fact that the Basic Safety Standards established the framework for the release of slightly contaminated solid materials, liable to have an impact on other Member States (e.g. through the export of metals for recycling). A new Recommendation will be proposed in 2009, amongst others to resolve some remaining ambiguities with regard to modifications for plans on which no earlier opinion had been given.

The Recommendations also called for the submission, every two years, of a statement of the radioactive waste discharges from nuclear reactors and reprocessing plants. This requirement, together with other public sources of information, has allowed the Commission to publish a regular series of reports on radioactive discharges in the Community and assessments of the resulting population doses in the EU [5][6]. Further developments in

1 Judgment of the Court of 22 September 1988, Land de Sarre and others v Ministre de l'industrie, Case C-187/87.

this area are discussed in chapter 3.1.

2.4. Article 38

Under Article 38 of the EURATOM Treaty the Commission shall make recommendations to the Member States with regard to the level of radioactivity in the air, water and soil. In cases of urgency, the Commission shall issue a directive requiring the Member State concerned to take, within a period laid down by the Commission, all necessary measures to prevent infringement of the basic standards and to ensure compliance with regulations. If a Member State does not comply with the directive within this period, the third paragraph of Article 38 allows an accelerated infringement procedure to be applied. This means that there is no pre-litigation stage and that the Commission may bring the matter directly before the Court of Justice.

The Commission has never had to make use of these truly exceptional powers. However, Article 38 has been used as a legal basis for Commission Recommendations with regard to environmental radioactivity. For instance:

- Commission Recommendation of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon (90/143/EURATOM),
- Commission Recommendation of 20 December 2001 on the protection of the public against exposure to radon in drinking water supplies (2001/928/EURATOM),
- Commission Recommendation of 14 April 2003 on the protection and information of the public with regard to exposure resulting from the continued radioactive caesium contamination of certain wild food products as a consequence of the accident at the Chernobyl nuclear power station (2003/274/EURATOM).

The Recommendation on radon in dwellings will now be incorporated in the recast and revised Basic Safety Standards Directive (see chapter 6). The Recommendation on radon in drinking water is complementary to the EC Directive on the quality of drinking water [7].

The Recommendation on "wild food products" is complementary to the EC Regulations on the control of imports of foodstuffs from third countries affected by the Chernobyl accident [8]. The Commission will soon propose an extension of this Regulation for another period of ten years (up to 2020). The Recommendation also adds to the data collected under Article 36 on food representative of the average diet of the population (see 2.2 "mixed diet").

3. Projects

3.1 Radioactive discharges

In the past, radioactive discharge data transmitted to the EC as requested under Article 37 EURATOM suffered from a lack of comparability between data sets from various Member States. In order to remediate this unsatisfactory situation, guidance on discharge monitoring methods and associated reporting requirements was needed.

For this purpose a Commission Recommendation under Article 36 EURATOM [9] was adopted to achieve transparency of information on radioactive discharges through comparable measurement results and to ensure that minimum requirements for the methods of analyzing radioactive discharges are met throughout the Community. The Recommendation addresses airborne and liquid radioactive discharges from nuclear power plants and nuclear fuel reprocessing plants during normal operation. The Recommendation not only defines the radionuclides to be monitored but also, for each radionuclide category, identifies key radionuclides that are significant in terms of radiological impact (and hence deemed to be suitable measurement sensitivity indicators) to which minimum requirements for detection limits should apply. In this latter context the Recommendation also proposes substitution rules for measurement results that are below the detection limit or the decision threshold.

An important added value of the Recommendation is that it provides guidance to the Member States on monitoring requirements that are in compliance with Article 45 of the Basic Safety Standards Directive.

In order to acquire a tool that would be instrumental to the implementation of the Recommendation, the EC launched a project to develop a radioactive discharges database (RADD). Essentially a fully secured web application, RADD will not only allow Member States to enter discharge data on-line

but also give the general public access to a well-defined relevant part of the information.
Finally, it is worth mentioning that a cooperation agreement exists between the EC and the IAEA to the effect of future exchange of radioactive discharge data information. Eventually the EC may become a regional (EU) data provider to the IAEA by, on a yearly basis, transferring RADD data into the IAEA global discharge database named DIRATA.
Moreover, the EC may also become a service provider to other international organisations (in particular OSPAR) whereby RADD would act as a secure data repository tool with controlled access rights.

3.2 Methodologies

The EC pursues the harmonisation of methodologies for sampling and measurement. Among the most recent projects in this area it is worth mentioning studies on the sampling of freshwater and suspended particles and the sampling and measurement of soil radioactivity (in cooperation with JRC-ITU), and the AirDos study (by JRC-IES) on the monitoring of airborne radioactivity.
Under Article 36 EURATOM the Commission also runs a regular series of intercomparison exercises, now organised by the JRC-IRMM.

3.3 Medical waste

While the effluents for nuclear fuel cycle facilities are subject to discharge authorisations and further licensing conditions which are managed in very different ways in EU Member States but in all cases are subject to regulatory control, there is even less harmonisation in the management of effluents from the use of radioactive substances in nuclear medicine.
Further to a study conducted by DG ELARG on the management of hospital waste (in the new Member States), a study was launched to review the current situation in the management of liquid radioactive effluents arising from medical establishments in the EU and candidate countries and to create a scientific background for possible future legislation in this area.
The results of this study will soon be published in the Radiation Protection series.

4. Assessment of radiation doses to members of the public

The current Basic Safety Standards [10] were adopted in May 1996 (96/29/EURATOM). The conditions for authorisation of practices involving the discharge of radioactive effluents are laid down in Title VIII (Radiation Protection of the Population). Compared to earlier Directives there is an important change in the requirements for the estimation of population doses: in Article 45(a) it is now stated that such estimates shall be made as realistic as possible for the population as a whole and for reference groups. EU Member States shall take all necessary steps to identify the reference groups taking into account the effective pathways of transmission of radioactive substances.

The Member States use different approaches to identify reference groups and to calculate corresponding doses. Realistic assessments of the doses to which members of the public are exposed are in general not systematically performed. Conservative assumptions and parameter values should be substituted by realistic ones.

In order to harmonise procedures to be applied by the Member States to comply with the provisions of Article 45, a study "Establishment of a guide for the realistic assessment of radiation doses to members of the public due to operation of nuclear installations under normal conditions" (RAIN) was commissioned in January 2000. The results of this study were incorporated in guidance of the Article 31 Group of Experts [11]. This guidance will have an impact on environmental monitoring policies, for instance, whether environmental data should be used directly in assessing the doses or indirectly in validating environmental transfer models used in calculating doses from measured discharge activity concentrations.

Each step of the methodologies for prospective or retrospective dose assessment was reviewed. It was concluded that three age groups, one-year-old, ten-year-old and adults, allow a sufficient representation of the age distribution. In addition, guidance was produced on the identification of reference groups (which ICRP now has labelled as: "representative person"[12]).

The reference group should normally consist of a collection of individuals, with broadly homogenous characteristics representative of those most exposed; however, where the normal behaviour of only one or two individuals results in them being significantly more highly exposed than any other individuals, then the reference group should be deemed to consist of only those one or two individuals.

5. Environmental policy

5.1. Environmental legislation and conventions

Under EC-Treaty provisions there is a broad coverage of environmental legislation from which, in most cases, nuclear installations are excluded. However, the "Environmental Impact Directive on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (Directive 85/337/EEC of 27 June 1986, as amended by Directive 97/11/EC of 3 March 1997) also applies to some nuclear facilities:

- installations for the processing of irradiated nuclear fuel or high-level radioactive waste;
- installations for the final disposal of irradiated nuclear fuel;
- installations designed solely for the final disposal of radioactive waste;
- installations designed solely for the storage (planned for more than ten years) of irradiated nuclear fuel or radioactive waste at a site other than the production site.

It is worth noting that the EC Water Framework Directive [13], while not explicitly addressing radioactive substances, does not exclude these from the Directive's mandate.
The EC Drinking Water Directive [7] includes indicative parameters for radioactivity (Tritium and total indicative dose). Guidance on he sampling and measurement standards applicable to the parameter on TID has been adopted by both the Article 31 Group of Experts and the Committee established under the EC Directive in 2005. However, these measures were never adopted and it is now discussed whether a specific Directive under EURATOM Treaty provisions should be adopted.
For the development of an environmental policy also a number of

international conventions need to be allowed for, in particular:

- Espoo Convention on environmental impact assessment in a trans-boundary context
- Barcelona Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean.
- Helsinki Convention on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area (HELCOM)
- OSPAR (Oslo-Paris) Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (to which the Community became party through Council Decision 98/249/EC).

5.2. OSPAR

The European Community and many Member States of the Community are contracting parties to the OSPAR Convention. The European Commission represents the European Community. The implementation of the "OSPAR Strategy with Regard to Radioactive Substances" [14], agreed by contracting parties in 1998, is managed by the Radioactive Substances Committee (RSC), in which the Commission is taking an active part.

The objective of the OSPAR Strategy is "to prevent pollution of the maritime area from ionising radiation through the progressive and substantial reductions of discharges, emissions and losses of radioactive substances, with the ultimate aim of concentrations in the marine environment near background values for naturally occurring radioactive substances and close to zero for artificial substances". Inter alia the strategy also requires account be taken of legitimate uses of the sea, technical feasibility and radiological impacts on man and biota, and that OSPAR will undertake the development of environmental quality criteria for the protection of the marine environment from adverse effects of radioactive substances.

The European Community has provided input required for the implementation of the strategy through a focused study - MARINA II [15]. This study has provided OSPAR with detailed information on discharges, concentrations and an assessment of their significance. Marina II updated an earlier report, published in 1990 [16]. Similar studies were carried out for the Mediterranean [17] and Baltic Sea [18].

5.3. Protection of non-human species

The subject matter and general purpose of the Basic Safety Standards is the health protection of the population and workers against the dangers of ionising radiation; this includes the protection of the human environment as a pathway from environmental sources to the exposure of man. In line with ICRP Publication 103 it is now felt that this should be complemented where appropriate with specific consideration of the exposure of biota in the environment as a whole. ICRP has indeed reconsidered the paradigm on the relationship between health and environmental protection.

While Chapter III, "Health & Safety" of the EURATOM Treaty only relates to the health protection of workers and members of the public, the policies for the protection of man and the environment should be coherent. For instance, environmental criteria as well as dose constraints should be considered for the authorisation of discharges of radioactive effluent.

A separate Title on environmental protection is planned in the new recast Basic Safety Standards (see next chapter). However, at this drafting stage it is still blank. It has proven very difficult to translate the guidance of ICRP as well as the outcome of EU-funded research (FASSET, ERICA, PROTECT) into precise, enforceable legal requirements. This novel area also calls for very close interaction with the international standards.

6. Basic Safety Standards

The current Basic Safety Standards Directive (96/29/EURATOM) introduced in 1996 some new features in order to meet the needs prevailing at that time, for instance with regard to natural radiation sources. Member States had an obligation to identify "work activities" involving natural radiation sources by means of surveys as well as measuring the radioactivity content of materials (ores, feed materials) and residues in industries processing materials containing naturally occurring radionuclides (NORM-industries, including oil and gas extraction, phosphate production, etc.). This has opened a new field for environmental radioactivity monitoring.
At the time of adoption of the Directive flexibility was needed in order to achieve consensus on the inclusion of these new features on which there was little experience. The experience gathered since 1996 with

transposition in national legislation (due by May 2000) and with operational implementation demonstrated a need for enhanced harmonisation.
The Commission also undertakes the simplification of its "*acquis*" of Community legislation by the codification of related acts (without modification, e.g., amendments or complementary legislation) or recasting these if necessary (e.g., allowing for different definitions). A recast of all five radiation protection Directives is pursued. This consolidation will promote the coherence of definitions and requirements in all Directives and the association of specific and general requirements.

The revision of the EURATOM Basic Safety Standards will further take account of the new ICRP recommendations (Publication 103) [19]. While these do not necessarily require major changes in regulatory requirements, we believe they offer a much more coherent and understandable framework. Hence the Commission undertakes to structure the requirements along the concepts of planned, existing and emergency exposure situations, and highlight the role of optimisation below suitable constraints and reference levels.

The structure of the new Basic Safety Standards Directive had to be revised thoroughly to accommodate the incorporation of the other Directives as part of the recast process.

The initial schedule of the new recast Directive is given in Table 1. The incorporation of the requirements of the five Directives in each heading is not straightforward: no changes are allowed to the content of the requirements, unless really necessary and duly justified. It is essential to keep track of the changes in order to facilitate the later adoption process.

Table 1: Outline of new EURATOM BSS

Preamble	
Title I	Subject Matter and Scope
Title II	Definitions
Title III	System of Protection
Title IV	Responsibilities for Regulatory Control
Title V	Requirements for Education and Training
Title VI	Justification and Regulatory Control of Planned Exposure Situations
Title VII	Protection of Workers, Apprentices and Students
Title VIII	Protection of Patients and Other Individuals Submitted to Medical Exposure
Title IX	Protection of Members of the Public
Title X	Protection of the Environment
Title XI	Emergency Exposure Situations
Title XII	Existing Exposure Situations
Title XIII	Final Provisions

The Group of Experts under Article 31 of the EURATOM Treaty endeavours to finalise the text of the new Directive by November 2009, under the mandate of the current Group. A lot of work remains to be done but the prospects of achieving this goal are good. The text of the Experts and their Opinion will be the basis of a Commission proposal scheduled for 2010 (including the preparation of the inter-institutional recast procedure). Adoption of the Commission's proposal by the Council may take another few years and, taking into account the time granted for transposition into national legislation, it may not be before 2014 that the requirements become truly effective.

Meanwhile the Commission is closely following the revision of the international Basic Safety Standards. As a result of the decision making

rules in the European Union, the EC has so far never formally co-sponsored the international Standards. It is now envisaged to do so, in the same way as for the document laying down the Safety Fundamentals.
The European Commission has thus joined the co-sponsors of the international Basic Safety Standards (IAEA, NEA, ILO, WHO, PAHO).

7. Perspectives

Over fifty years the EURATOM Treaty made a significant contribution to the development of monitoring of radioactivity in the environment and to the control of effluents from nuclear installations. The success of these developments is to some extent also causing a need to reconsider the objectives of policies with regard to environmental radioactivity. The present state of the environment is quite different from the one anticipated at the time of signature of the EURATOM Treaty. Nuclear installations have managed to keep discharges of radioactivity so low as to cause in most cases trivial exposure of the population. Elsewhere levels of radioactivity are generally not significant from a health point of view and dominated by weapons testing fall-out in the sixties and Chernobyl deposition in 1986 (except for natural radiation source). The above considerations imply that environmental radioactivity control is no longer primarily concerned with health protection and with compliance with the dose limits laid down in the Basic Safety Standards. Monitoring is nevertheless still an important task in Member States, in particular in terms of providing information to the population. Irrespective of the presumed health consequences, people want to be informed of actual levels of radioactivity or at least be confident that the authorities keep these under review. The assessment of planned disposal of radioactive waste under Article 37 of the Treaty, the collection and publication of radioactivity data under Article 36, and the verification of facilities for environmental monitoring under Article 35 by the Commission are very important means for maintaining or restoring public confidence.

8. References[2]

[1] Environmental Radioactivity in the European Community, 2001, Radiation Protection No. 142, EUR 21664 EN, ISSN 1018-5593, Luxembourg, 2008

[2] 2000/473/EURATOM – Commission Recommendation of 8 June 2000 on the application of Article 36 of the EURATOM Treaty concerning the monitoring of the levels of radioactivity in the environment for the purpose of assessing the exposure of the population as a whole (OJ L191 of 27.7.2000)

[3] Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident, EUR 16733, Luxembourg 1998

[4] 99/829/EURATOM – Commission Recommendation of 6 December 1999 on the application of Article 37 of the EURATOM Treaty (OJ L324 of 16.12.99)

[5] Radioactive effluents from nuclear power stations and nuclear fuel reprocessing plants in the European Union, 1999 - 2003, Radiation Protection No 143, Luxembourg 2005

[6] Implied doses to the population of the EU arising from reported discharges from EU nuclear power stations and reprocessing sites in the years 1997 to 2004, Radiation Protection No 153, Luxembourg 2008

[7] Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption (OJ L330, 5.12.1998)

[8] Council Regulation (EC) 733/2008 (Codified version) on the conditions governing imports of agricultural products originating in third countries following the accident at the Chernobyl nuclear power station (OJ L201, 30.7.2008)

[9] 2004/2/EURATOM - Commission Recommendation of 18 December 2003 on standardised information on radioactive airborne and liquid discharges into the environment from nuclear power stations and reprocessing plants in normal operation (OJ L2, 6.1.2004)

2 All EURATOM legislation and most publications in the Radiation Protection series can be downloaded from http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radiation_protection/radiation_protection_en.htm

[10] 96/29/EURATOM - Council Directive of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the health protection of the general public and workers against the dangers of ionizing radiation (OJ L159, 29.6.1996)

[11] Guidance on the realistic assessment of radiation doses to members of the public due to the operation of nuclear installations under normal conditions, Radiation Protection No 129, Luxembourg, 2002

[12] International Commission on Radiological Protection, "Assessing does to the representative person for the purpose f radiation protection of the public", Annals of the ICRP, Publication 101, 2006

[13] Council Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy (OJ L327, 22.12.2000)

[14] OSPAR Strategy with regard to Radioactive Substances, July 1998

[15] MARINA II – Update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters, Radiation Protection No. 132, Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 92-894-5197-1, Luxembourg 2003

[16] The Radiological Exposure of the Population of the European Community from radioactivity in North European marine waters; Project 'Marina', EUR 12483 EN. Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 92-826-1113-2, Luxembourg 1990

[17] The radiological exposure of the population of the European Community from radioactivity in the Mediterranean Sea – Project Marina-Med, Proceedings of a seminar held in Rome, 17-19 May 1993, Radiation Protection No 70, Luxembourg 1994

[18] The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea, Marina-Balt project, EUR 19200, Radiation Protection No 110, Luxembourg 2000

[19] International Commission on Radiological Protection, "The 2007 Recommendations of ICRP", Annals of the ICRP, Publication 103, Elsevier, 2008

Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.34, n°1, 2009
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, n°1, 2009

LE PROGRAMME DE SURVEILLANCE RADIOLOGIQUE DU TERRITOIRE : RAISON D'ETRE, CONTENU, SITUATION PRESENTE ET EVOLUTIONS

Lionel Sombré, Dr Sc. & Jurgen Claes, ir
Agence fédérale de Contrôle nucléaire
Service surveillance du territoire & rayonnement naturel

I. Pourquoi un programme de surveillance radiologique du territoire ?

Le cadre légal et réglementaire applicable en Belgique en matière de surveillance radiologique du territoire comprend deux volets : le cadre légal national et le cadre réglementaire européen. Les obligations liées à ces cadres ont un impact direct sur l'orientation donnée au programme de surveillance radiologique du territoire ainsi que sur son ampleur. Dans les deux cas l'AFCN, en tant qu'autorité fédérale, est en charge de mettre en œuvre tous les moyens nécessaires pour répondre aux attentes réglementaires.

I.1. Cadre légal national :

L'Agence fédérale de Contrôle nucléaire (AFCN) est un établissement public doté de personnalité juridique (organisme d'intérêt public de la catégorie C), établi par la loi du 15 avril 1994 *relative à la protection de la population et de l'environnement contre les dangers résultant des rayonnements ionisants et relative à l'Agence fédérale de Contrôle nucléaire* (articles 21 et 22). Ce statut lui octroie une large indépendance, indispensable à l'exercice impartial de sa responsabilité envers la société.
L'AFCN est pleinement opérationnelle depuis le 1er septembre 2001. En effet, à cette date, est entré en vigueur l'arrêté royal du 20 juillet 2001 portant *Règlement général de la protection de la population, des travailleurs et de l'environnement contre le danger des rayonnements ionisants* (*RGPRI*). Cet arrêté rend effective la mise en application de la loi du 15 avril 1994 et

précise l'essentiel des conditions et modalités d'exécution des missions de l'Agence. Il comprend la plus grande partie de la réglementation belge en matière de protection de la population et de l'environnement contre le danger des rayonnements ionisants.
L'Agence y est chargée en particulier du *contrôle de la radioactivité du territoire et des doses reçues par la population* (article 70) ainsi que de l'organisation de l*a surveillance de la population dans son ensemble* (article 71).
A noter également l'accord franco-belge de coopération du 8 septembre 1998, relatif à la centrale nucléaire de Chooz située sur la Meuse en France près de la frontière avec la Belgique. Il prévoit d'assurer un contrôle complet, en territoire belge, de toutes les voies de transfert de la radioactivité autour du site nucléaire ainsi qu'un échange périodique des résultats entre états.
La surveillance radiologique du territoire constitue en quelque sorte un « dépistage environnemental ». On espère ne rien mesurer ou, plus exactement, ne rien mesurer de significatif. Et la plupart du temps, c'est bien ce que l'on observe : la radioactivité artificielle est très inférieure à la radioactivité naturelle, les mesures et analyses ne révèlent que des niveaux extrêmement faibles — des traces — de radioactivité.

Année après année, cette surveillance montre en effet que la situation radiologique du territoire belge ne pose en général aucuns problèmes. Elle traduit d'ailleurs les efforts accomplis par les exploitants d'installations où s'exerce une activité susceptible d'avoir un impact radiologique sur l'environnement pour réduire cet impact. Ainsi, ceux-ci sont tenus de mettre tout en œuvre pour faire en sorte que leurs rejets restent en deçà des limites autorisées et n'entraînent donc pas de nuisance radiologique pour le public.

La surveillance radiologique du territoire comprend deux volets complémentaires :

- Une *surveillance globale du territoire*, en dehors des zones où s'exerce une activité nucléaire significative. Elle indique notamment le niveau de la radioactivité à laquelle la population est naturellement soumise. Elle couvre en particulier des zones éloignées des sites nucléaires comme la région côtière ainsi que des zones dites « de référence » comme l'agglomération bruxelloise, qui est la plus grosse agglomération belge, avec 10 % de la population ;

- Une *surveillance rapprochée autour des sites* où s'exerce une activité susceptible d'avoir un impact radiologique sur l'environnement. Elle vise essentiellement les sites suivants :

  1. les sites des centrales nucléaires de Doel et de Tihange,
  2. les environs, en territoire belge, de la centrale nucléaire française de Chooz,
  3. le site du Centre d'Étude de l'Énergie nucléaire (SCK•CEN), à Mol,
  4. les sites de Belgoprocess, de Belgonucléaire et de la Franco-Belge de Fabrication de Combustibles international (FBFC International), à Mol et à Dessel,
  5. les sites de l'Institut national des Radioéléments (IRE), de MDS-Nordion, de Sterigenics et de Ion Bean Applications S.A. (IBA) à Fleurus (zoning industriel).

  Autour des ces installations et de ces sites nucléaires, les buts de cette surveillance sont multiples :

  1. garantir le respect des prescriptions légales et réglementaires en matière de contamination de l'environnement,
  2. vérifier via le contrôle des rejets dans l'environnement si ces derniers sont opérés conformément aux normes et limites autorisées,
  3. le cas échéant, évaluer les doses potentielles reçues par certains groupes de la population,
  4. informer le public de manière objective.

  La surveillance rapprochée vise également les installations où sont utilisés des radioéléments, comme les hôpitaux, les universités ou encore certaines industries, telle l'industrie de production d'engrais phosphatés, installée dans la région de Tessenderlo. Le procédé de cette activité industrielle non-nucléaire a en effet la particularité de concentrer un radioélément naturel, le radium 226, dans les effluents liquides qu'il rejette.

En pratique, la surveillance radiologique du territoire, qui porte à la fois sur le niveau de la radioactivité artificielle et sur celui de la radioactivité naturelle, est exercée de deux manières :

- De manière *continue*, par le réseau automatique TELERAD de mesure de la radioactivité locale ambiante ;

• De manière *discontinue*, via des campagnes périodiques de mesures sur le terrain et de prélèvements d'échantillons qui sont ensuite analysés.

I.2 Cadre légal international :

Commission européenne :
La Belgique, comme tout état membre de l'Union européenne, se doit de répondre aux demandes de la Commission européenne (CE) dans le cadre de l'article 36 du traité EURATOM pour la communication de données de contrôle de la radioactivité dans l'environnement (radioactivité de l'air et des poussières de l'air, des eaux de surface et de boissons, du lait et des denrées alimentaires).
Cela recouvre les nouvelles dispositions en matière de suivi de la chaîne alimentaire résultant des mesures de protection post-Tchernobyl ainsi que de la recommandation 2000/473/EURATOM [1] concernant l'article 36 du traité EURATOM, qui prévoit au point 4 que les états membres doivent communiquer à la Commission les données nécessaires au contrôle de la radioactivité dans le « régime mixte » afin d'obtenir une information globale sur l'ingestion de radioactivité, par l'homme, au travers de la chaîne alimentaire et donc sur les doses délivrées.
La transposition future dans la réglementation nationale (RGPRI) de la Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine dont les annexes techniques « radioactivité » sont en voie de finalisation, va contraindre la Belgique à faire face très rapidement à l'obligation de contrôler un nombre très important de captages, de sources, etc. destinés à la production d'eau de boisson, notamment en Wallonie.

Convention OSPAR (OSlo-PARis) :
La Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est – « Convention OSPAR » – a été ouverte à la signature lors de la réunion ministérielle des Commissions d'Oslo (mise en place en 1972) concernant les opérations d'immersion de rejets en mer et de Paris

1 *Commission recommendation on the application of Article 36 of the EURATOM treaty concerning the monitoring of the levels of radioactivity in the environment for the purpose of assessing the exposure of the population as a whole*

(mise en place en 1974) portant sur la pollution marine d'origine tellurique, le 22 septembre 1992 à Paris. La Convention a été signée et ratifiée par toutes les parties à l'origine contractantes à la Convention d'Oslo et à la Convention de Paris (la Belgique, la Commission des Communautés européennes, le Danemark, la Finlande, la France, l'Allemagne, l'Islande, l'Irlande, les Pays-Bas, la Norvège, le Portugal, l'Espagne, la Suède, le Royaume-Uni de Grande Bretagne et d'Irlande du Nord), et par le Luxembourg et la Suisse. La Convention OSPAR de 1992 est l'instrument actuel qui oriente la coopération internationale sur la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est.
La Convention OSPAR est entrée en vigueur le 25 mars 1998. Elle remplace les Conventions d'Oslo et de Paris, mais les décisions, recommandations et tous autres accords adoptés en vertu de ces anciennes Conventions continueront à être applicables et conservent le même caractère juridique, à moins qu'ils ne soient abrogés par les nouvelles mesures adoptées en vertu de la Convention OSPAR de 1992.
La première réunion ministérielle de la Commission OSPAR à Sintra, Portugal en 1998, a adopté l'Annexe V à la Convention, afin d'étendre la coopération des parties contractantes et de couvrir toute activité humaine qui pourrait porter atteinte au milieu marin de l'Atlantique du nord-est. Cependant, des programmes et mesures sur les questions concernant la gestion des pêcheries ne peuvent pas être adoptés dans le contexte de la Convention.

La déclaration OSPAR, signée à Sintra le 23 juillet 1998, relative à la protection de la mer du Nord et du nord-est Atlantique, prévoit une réduction drastique des rejets radioactifs dans le milieu marin jusqu'à des teneurs « proches » de zéro pour la radioactivité artificielle et « voisine » du bruit de fond pour la radioactivité naturelle surajoutée en raison de l'activité industrielle humaine.

Il faut prendre en compte également que la Commission européenne soutient de plus en plus la stratégie OSPAR dans la mesure où elle pousse entre autre les états membres à s'investir dans des programmes de recherches fondamentales sur l'impact de la radioactivité en milieu marin (flore/faune et homme) et qu'elle vient tout récemment de faire adopter l'idée d'une stratégie marine d'ensemble (concerne toutes les mers européennes),

notamment pour la radioactivité, qui reprend dans ce cas intégralement les objectifs OSPAR.

Enfin, les conférences des spécialistes en protection de l'environnement vis-à-vis des rayonnements ionisants tenues à l'Agence internationale de l'Énergie atomique (AIEA) depuis fin 2001 ont une fois de plus confirmé les tendances exprimées ci-dessus.

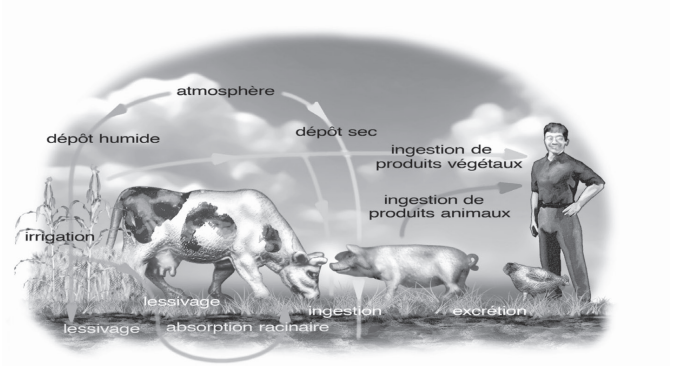
II. Le programme de surveillance radiologique du territoire

L'évolution des approches législatives décrites précédemment conduisent à un élargissement de la notion de surveillance radiologique de l'environnement vers la protection, en plus des personnes, de l'environnement lui-même en ce, inclus tous ses composants (milieu marin tout particulièrement). Pour ce faire, on s'écarte de plus en plus de la notion de dose prise en compte en radioprotection pour la remplacer par celle de la concentration en radioéléments déterminée par un grand nombre de mesures effectuées sur un échantillonnage très large des composants de l'environnement (air, eau, sol, vivant).

Comme déjà expliqué, la surveillance radiologique du territoire s'exerce au travers, d'une part, d'un programme de surveillance radiologique s'appuyant sur des échantillonnages et des analyses (mesures de radioactivité) et, d'autre part, du réseau automatique TELERAD qui réalise essentiellement des mesures de débits de dose en des points fixes complétées par celles réalisées à l'aide de dosimètres thermoluminescents (TLD) disposés dans des agglomérations près des sites nucléaires. Ces grands axes de surveillance sont organisés de manière à couvrir l'ensemble du territoire et permettre de suivre l'exposition de la population selon ses diverses voies d'exposition possibles.

La radioactivité naturelle et artificielle peut circuler dans l'environnement en passant d'un compartiment à l'autre pour finalement atteindre l'homme par inhalation, ingestion ou contamination par dépôt sec ou humide (pluie, aérosols, poussières).

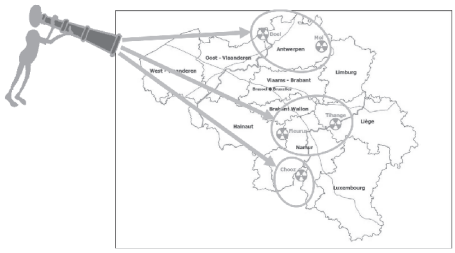
Le schéma suivant illustre le cheminement que la radioactivité peut suivre pour la contamination de la chaîne alimentaire et celle de l'homme.



Afin de pouvoir exercer correctement son contrôle de l'environnement, l'AFCN a développé son programme de surveillance du territoire selon plusieurs axes :

- Répondre à la mission première de contrôle et de protection de l'environnement et de la population en prenant en compte les sites nucléaires belges et ceux des pays voisins ;
- Répondre aux demandes des institutions internationales auxquelles adhère la Belgique : la CE et la convention OSPAR.

En pratique, les bibliothèques de radioéléments recherchés pour être mesurés ont été adaptées pour répondre de manière optimale à ces missions et demandes. Selon le type d'installations présentes sur les sites nucléaires, selon le type de pratiques et selon le caractère plus spécifique de certaines d'entre elles, certains radioéléments ont été systématiquement ajoutés dans les listes de radioéléments à rechercher, e.g. :



- Dans les environs de l'IRE : l'iode (^{131}I) car il est produit par ce site et peut être rejeté ;
- Au niveau des eaux de la Sambre et de la Meuse : l'iode (^{131}I) car elles reçoivent les eaux usées des centres hospitaliers situés dans les grosses agglomérations les bordant ;
- Dans la Molse Nete : les ^{234,235,238}U et les transuraniens – $^{238,(239+240)}$Pu, ^{241}Am, en plus de la panoplie habituelle d'émetteurs gamma (produits de fission et d'activation dont les radiocésiums) car ce cours d'eau reçoit les rejets liquides des installations nucléaires du site de Mol-Dessel via les installations de traitement des déchets liquides de Belgoprocess 2 ;
- Dans le bassin de la Nete : le ^{226}Ra car cette rivière draine les eaux du Grote Laak et du Winterbeek où l'usine de fabrication d'engrais

phosphatés de Tessenderlo rejette ses eaux de traitement enrichies en radium ;

- Dans le lait et les eaux de boisson : le ^{90}Sr (produit de fission ayant pour origine les réacteurs nucléaires et les usines de retraitement du combustible nucléaire) pour répondre aux exigences de l'article 36 du traité EURATOM ;
- Dans les repas témoins : le ^{14}C produit dans les réacteurs nucléaires est recherché toujours dans le cadre du rapport à la CE de données « article 36 » du traité EURATOM ;
- Dans les échantillons de la faune et de la flore marines (crevettes, moules, algues) : les ^{234,235,238}U et les transuraniens – $^{238,(239+240)}$Pu, ^{241}Am, en plus de la panoplie habituelle d'émetteurs gamma (dont les radiocésiums), les ^{90}Sr, ^{99}Tc et ^{3}H organique comme marqueurs de l'activité de l'industrie nucléaire de puissance – centrales nucléaires et de retraitement – La Hague (France) et Shellafield (Royaume Uni) ;
- Dans le cadre de l'article 36 du traité EURATOM : des radioéléments naturels « témoins » comme le ^{7}Be (cosmogénique) demandé par la CE, le ^{40}K présent partout dans l'environnement et dans le corps humain (à raison d'environ 60 à 70 Bq/kg).

Les campagnes d'échantillonnage ciblent dès lors de manière systématique les principaux compartiments de l'environnement et les principaux composants de la chaîne alimentaire susceptibles d'être contaminés et auxquels la population peut être exposée : l'air, les poussières atmosphériques, les eaux de pluie, de rivière, de mer et de boisson, les sols, les sédiments de rivières et marins, la flore et la faune fluviale et marine, le lait, la viande, le poisson, les légumes, etc.

Les échantillons sont prélevés pour le compte de l'Agence par des équipes spécialisées du SCK•CEN, de l'IRE, de l'Institut scientifique de Santé publique à Bruxelles (ISP) et de la Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux (FUSAGX). La fréquence des prélèvements a été définie de façon à disposer d'informations aussi utiles que possible, tout en tenant compte des contraintes techniques et matérielles. Les échantillons sont ensuite analysés dans les laboratoires de ces institutions afin de déterminer très précisément la nature et le niveau de radioactivité qu'ils contiennent.

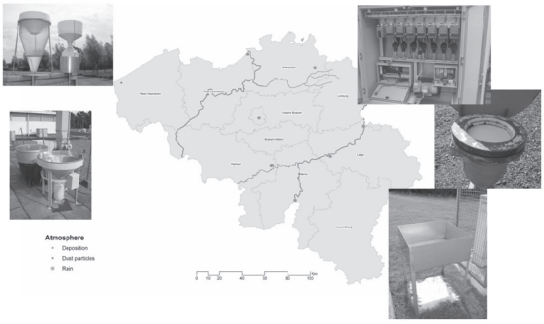
Ces analyses mesurent les radioéléments émetteurs alpha, bêta ou gamma soit globalement, soit de façon spécifique. Dans ce dernier cas, elles s'attachent en particulier à mesurer des radioéléments naturels (comme le béryllium 7 et le potassium 40), qui servent de points de référence, et des

radioéléments caractéristiques d'activités humaines spécifiques (comme des radioéléments liés à la fabrication du combustible qui alimente les réacteurs nucléaires, des traceurs radioactifs utilisés en médecine nucléaire, et le radium 226, ce radioélément naturel qui se retrouve concentré dans les effluents liquides du procédé de production des engrais phosphatés). Les résultats obtenus sont ensuite centralisés, analysés et interprétés par l'Agence.
Le programme de surveillance radiologique du territoire repose actuellement sur plus de 4900 prélèvements annuels, qui font l'objet de près de 28800 analyses de radioactivité alpha, bêta et gamma. Rapportée à la population et au parc nucléaire belges, la taille de ce programme se situe dans la moyenne des programmes des autres pays équipés de centrales nucléaires, comme la France et le Royaume-Uni. En 2008, le coût de ce programme est de près de 1,7 million d'euros à charge de l'AFCN.

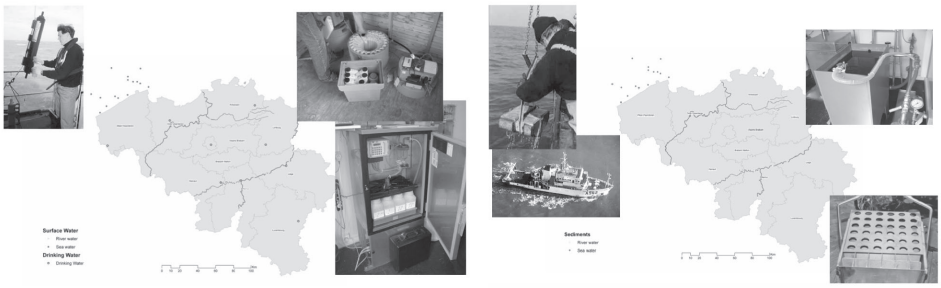
II.1. Les grands axes du programme :

Le réseau de surveillance est constitué d'un ensemble de zones, de localisations où sont prélevés des échantillons qui sont ensuite rapportés au laboratoire pour y être conditionnés puis mesurés pour en déterminer le niveau de radioactivité.
Les grands axes du réseau de surveillance radiologique portent sur :

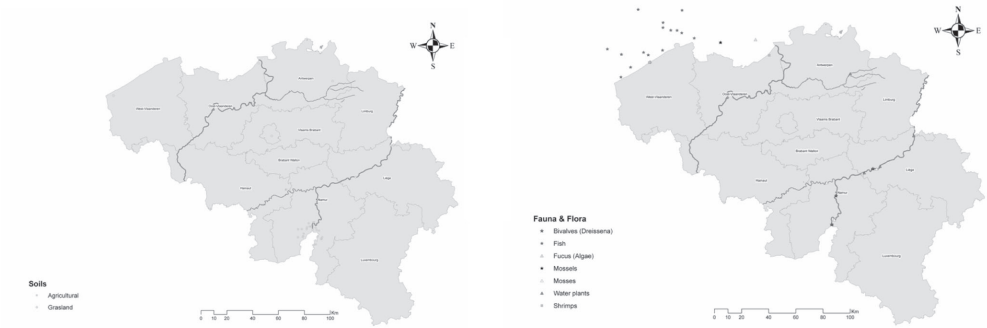
- La surveillance de <u>l'atmosphère</u> près des sites nucléaires, dans la zone de référence, à Coxyde (près des côtes de la mer du Nord en Flandres ouest) et à Lixhe sur la Meuse (près de la frontière avec les Pays-Bas) par le biais d'échantillonnages de poussières de l'air, de pluie et de dépôts surfaciques (dépôt sec – de particules et/ou dépôt humide – pluie dans des bacs de surface connue contenant une fine lame d'eau pour piéger des particules fines) ;



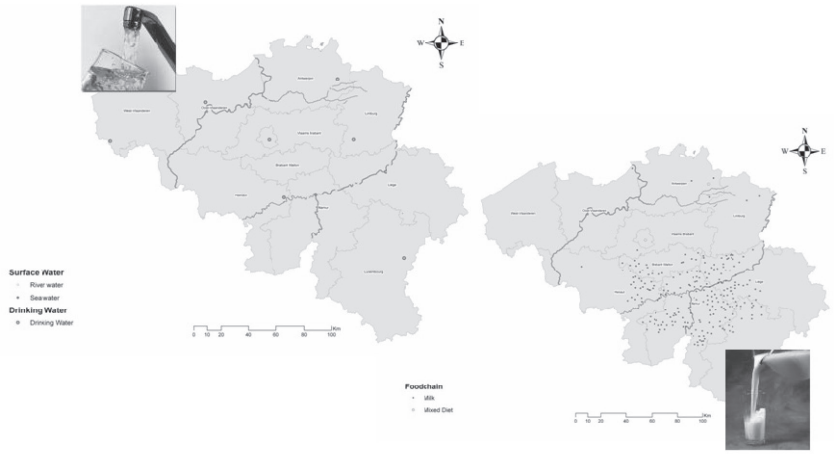
- La surveillance des <u>eaux de surface</u> et des <u>sédiments</u> – des rivières (Sambre, Meuse, Grote Laak, Winterbeek, Molse Nete, Ruppel et Escaut) et – du milieu marin (mer du Nord) ;
- La surveillance de l'<u>environnement vivant</u> avec la recherche de radioactivité dans la faune et la flore aquatiques d'eaux douces et marines (<u>bioindicateurs</u> de la présence de radioactivité) ;



- La surveillance des <u>zones terrestres</u>, sols prélevés aux environs immédiats des sites nucléaires et dans certaines régions témoins (côte marine, région Bruxelles Capitale) ;



- La surveillance de la <u>chaîne alimentaire</u> avec le contrôle du lait (grande surface et laiteries qui collectent un grand nombre de fermes surtout présentes en Wallonie), celui des eaux de boisson et celui de denrées alimentaires prélevées sur des marchés et chez des détaillants ;



La radioactivité artificielle des denrées alimentaires provient principalement de la présence éventuelle de produits de fission à longue durée de vie tels que le ^{90}Sr et le ^{137}Cs qui résultent essentiellement des essais nucléaires ayant eu lieu dans l'atmosphère dans les années 1960.

Dans le cas d'un accident (comme celui de Tchernobyl), une augmentation de la radiocontamination sera surtout provoquée à court terme par la présence éventuelle d'^{131}I et à long terme par celle de ^{137}Cs, de ^{134}Cs, de ^{90}Sr, éventuellement de $^{103,106}Ru$, etc.

Les contrôles effectués en Belgique portent sur les compartiments suivants :

- Eaux de boisson : prélevées dans les réseaux de distribution (robinet) en des points répartis uniformément en Belgique afin de répondre à l'obligation de la CE de mettre en place un réseau dense (nombreux points, mesures de radioactivité classiques) et espacé (petit nombre de points, mesures de radioactivité de très bas niveaux) de contrôle (article 35/36 du traité EURATOM) ;

Le programme de surveillance radiologique porte sur la qualité des eaux distribuées par les plus gros distributeurs d'eau du pays. Les provinces où portent les contrôles sont les suivantes : le Brabant (Bruxelles), Liège (Liège), Namur (Namur), Hainaut (Fleurus), Luxembourg (Bastogne), Flandre orientale (Gand), Flandre occidentale (Poperinge), Anvers (Mol), Limbourg (Zepperen).

- Lait : prélevé également sur tout le territoire belge en laiteries et dans des fermes toujours pour répondre à l'obligation CE de mettre en place un réseau dense et espacé de contrôle ;

En routine, la détection du ^{137}Cs présent dans un mélange de lait pondéré peut être suffisante afin de calculer la dose collective due à l'alimentation. On collecte, néanmoins, aussi du lait de fermes et de laiteries. Les laiteries retenues pour les prélèvements d'échantillons sont situées dans un rayon proche des centrales nucléaires (20 km) en fonction de l'importance de leur production. Elles intègrent pratiquement la totalité de la production laitière de la région. Les fermes retenues sont, quant à elles, localisées dans l'axe des vents dominants près de sites nucléaires.

Chaque mois, un mélange national est réalisé à partir des principales laiteries belges. Ce mélange est pondéré en fonction de l'importance relative de chacune de celles-ci.

Les radionucléides principalement recherchés dans les échantillons de lait sont : le ^{40}K pour la radioactivité naturelle et les ^{90}Sr, $^{134,137}Cs$ et ^{131}I en ce qui concerne la radioactivité artificielle (émetteurs bêta et gamma).

- Denrées alimentaires : des échantillons sont prélevés en grande distribution et sur des marchés. Des poissons marins sont contrôlés au départ de pêcheries sur la côte belge ;

Des légumes de consommation courante sont récoltés : laitues, poireaux, céleris, choux-fleurs, choux de Bruxelles, choux blanc, choux rouge, brocolis, haricots, carottes, chicons, tomates, concombres, poivrons, salsifis, navets, pommes de terre, champignons de couche, etc.

Des fruits de consommation courante sont également récoltés : poires, pommes, nectarines, kiwis, mangues, melons, oranges, bananes, etc.

Des viandes en provenance de marchés et d'abattoirs sont également analysées : bœuf, veau, cheval, porc, volailles (dont poulet et dinde), lapin, agneau, chevreuil en saison. Dans un même

animal, les organes concentrent différemment les radionucléides. Ces différences sont liées aux voies métaboliques empruntées par les radioéléments pour pénétrer et éventuellement se fixer dans l'organisme. A titre d'exemple, le césium se fixe principalement dans les muscles (et à plus long terme dans les os), le strontium se comporte comme le calcium et se fixe quant à lui dans les structures osseuses. Les facteurs physiologiques de concentration, les différences de teneurs en graisse et en eau des organes peuvent également influer sur les mécanismes de concentration des radionucléides.

Cependant la partie comestible est, en général, constituée des muscles. Aussi, il suffit par exemple de s'intéresser à la teneur en radiocésium des muscles (viande) pour avoir une idée globale de la quantité de radioactivité pouvant être transférée à l'homme.

Des poissons sont également pris en compte en provenance de pêcheries et de poissonneries : poissons d'eau douce (tilapias, silures, etc.) et marins de pleine eau (thon, espadon, dorade, bar, loup de mer, cabillaud, hareng, merlan, raie, truite de mer, rouget, sébaste, lieu noir, saumon, etc.) et de fond (plie, sole, etc.).

- Des repas « témoins » sont prélevés mensuellement pour chaque région en Belgique (région Bruxelles Capitale, Flandre et Wallonie) dans des restaurants d'entreprise (obligation CE art. 35/36 du traité EURATOM – mise en place d'un réseau dense et espacé) pour être analysé radiologiquement.

- La dosimétrie ambiante via l'installation de dosimètres thermoluminescents – TLD disposés mensuellement dans des agglomérations aux alentours des sites nucléaires.

  Les dosimètres thermoluminescents sont implantés à environ 1 m du sol en divers points du territoire situés aux environs immédiats des sites nucléaires et dans des agglomérations voisines afin d'obtenir une image réaliste de la dose ambiante reçue par la population (photo de droite). Ils sont remplacés en général tous les

2 mois afin d'en effectuer la mesure.
Ces dosimètres mesurent essentiellement le rayonnement gamma naturel tellurique et cosmique (comme le font les balises TELERAD de dosimétrie ambiante). Les doses annuelles varient en fonction de la nature des roches, elles sont en général plus élevées dans des terrains anciens composés de roches cristallines. De plus, ces dosimètres enregistrent également une exposition au radon, gaz radioactif naturel qui se dégage de certains sols (notamment en sols rocheux comme en Ardenne).

- Le suivi des rejets atmosphériques et liquides des installations nucléaires (centrales nucléaires, site de Mol-Dessel) et non-nucléaires (rejets de Tessenderlo – ^{226}Ra) ;
  Les effluents provenant des installations de traitement des déchets liquides sont contrôlés dans le cadre du programme de surveillance radiologique du territoire. Ces contrôles sont menés sur des prélèvements effectués par l'opérateur et/ou par l'institut chargé pour l'Agence de la mesure de radioactivité.
  Les exploitants des centrales nucléaires fournissent également des déclarations concernant les rejets atmosphériques opérés au niveau des cheminées. Ces rejets ne sont pas contrôlés directement via le programme de surveillance radiologique du territoire mais le sont par l'AFCN dans le cadre de ses contrôles de site (contrôles du bon fonctionnement des installations et du respect des autorisations d'exploitation).

  Les sites surveillés :

  1. Sites nucléaires de puissance (Doel et Tihange) ;
  2. Sites de Mol-Dessel (Belgoprocess 2 – ancienne installation de traitement des déchets liquides du SCK•CEN, du SCK•CEN, de Belgoprocess, de Belgonucléaire et de FBFC International) ;
  3. Site de l'IRE : ne produit pas de déchets liquides radioactifs dans l'environnement. Il n'a pas été repris historiquement dans ce suivi. L'Agence devrait recevoir - dans un avenir proche – un relevé précis des rejets atmosphériques effectués ;

4. Site non-nucléaire de Tessenderlo (usine d'engrais chimiques) qui rejette du ^{226}Ra dans le Grote Laak et le Winterbeek.

Le programme de surveillance du territoire a privilégié le suivi des grandes voies de contamination possible de l'environnement (bassins fluviaux et zone maritime) ainsi que celles de la contamination directe de l'homme (chaîne alimentaire). En fonction des régions et de la présence d'industries nucléaires ou non-nucléaires, tout ou partie des axes décrits précédemment sont contrôlés.

II.2. Les principaux résultats :

La situation radiologique est globalement excellente :

La surveillance radiologique du territoire, qui permet de dresser un tableau précis de la radioactivité de l'environnement en Belgique et des risques encourus par la population, ne met en évidence aucun problème important. La plupart du temps, la radioactivité d'origine artificielle est largement inférieure à la radioactivité d'origine naturelle quand elle n'est pas tout simplement non-mesurable.

La surveillance radiologique du territoire montre également de façon claire que le débit de dose (radioactivité ambiante), en conditions normales et hors exposition médicale, dépend avant tout de la nature du sol : les sols rocheux du sud du pays exhalant davantage de radon (gaz radioactif naturel) que ceux du nord du pays (sableux). C'est ainsi, par exemple, que le débit de dose mesuré en Wallonie est supérieur à celui mesuré au voisinage de la centrale nucléaire de Doel, dont l'impact radiologique sur l'environnement est négligeable. *Globalement*, la dosimétrie montre que les doses restent en général inférieures ou égales à 1 mSv/an.

Les centrales nucléaires, en particulier, ont un impact radiologique négligeable sur l'environnement, voire non détectable. Les doses enregistrées aux abords des sites nucléaires sont donc dues à une origine naturelle - rayonnement naturel tellurique et cosmique - comme le confirment les résultats de mesures en continu obtenues par le réseau TELERAD, avec des doses légèrement supérieures à 1 mSv/an en Ardenne et de l'ordre de 0,8 à 0,9 mSv/an en Flandre (chapitre 1, point 1.4 du présent rapport).

L'analyse des valeurs de rejets atmosphériques disponibles – celles en provenance des centrales nucléaires de Tihange et de Doel – et de rejets

liquides des sites nucléaires indique que toutes ces installations respectent les limites qui leur ont été imposées et ce, d'autant plus que les rejets sont de loin inférieurs aux limites en question.
Seuls les rejets de tritium sont significatifs, principalement les rejets liquides qui représentent environ 40 % (Tihange) et de 52 % (Doel) des valeurs maximales autorisées. Il faut noter que ces niveaux sont en diminution par rapport à ceux de la période 1985-1990, où ils s'établissaient au maximum à 47% pour Tihange et à 67% pour Doel.

Bien entendu, toute anomalie détectée par l'Agence ou portée à sa connaissance est examinée et traitée de la manière qui s'impose.

Une attention particulière est requise :

Si la situation radiologique du territoire belge est tout à fait satisfaisante, un bassin retient néanmoins l'attention de par sa charge anormalement élevée en radioactivité artificielle mais aussi en radioactivité naturelle (^{226}Ra) : il s'agit de l'ensemble du réseau hydrographique Laak-Winterbeek-Nete-Escaut.

En effet, certaines installations nucléaires de la région de Mol–Dessel ont un impact radiologique mesurable, bien que faible, sur l'environnement. Il en va de même de l'industrie non-nucléaire de production d'engrais phosphatés dans la région de Tessenderlo qui rejette du ^{226}Ra. Par contre, l'impact radiologique — mesurable — de ces installations du nord-est du pays est toutefois en nette diminution ces dernières années.
Le milieu marin doit toujours être surveillé pour continuer à pouvoir répondre par des résultats de mesure tangibles aux demandes d'instances internationales à caractère contraignant pour les états membres dont fait partie la Belgique.

III. Conclusion

La révision de l'ensemble du programme de surveillance radiologique du territoire – qui a été mis en application de 2003 à 2004 et qui était basée sur un effort d'harmonisation des bibliothèques de radioéléments mesurés pour l'ensemble du territoire ainsi que sur une prise en compte des exigences des instances internationales (Commission européenne, OSPAR en regard des accords de Sintra dans le cadre de la politique de protection de la mer

du Nord et de l'Atlantique nord-est) – a permis de mieux contrôler les différentes régions du pays tout en prenant en compte leurs spécificités. Les comparaisons entre compartiments de chaque région et entre régions elles-mêmes deviennent plus aisées.

L'analyse des résultats obtenus dans le cadre de la surveillance radiologique du territoire belge amène les commentaires suivants :
Les limites de rejets en vigueur sont très bien respectées par les exploitants des installations nucléaires.
La surveillance radiologique du territoire montre également de façon claire que le débit de dose, en conditions normales et hors exposition médicale, dépend avant tout de la nature du sol, les sols rocheux du sud du pays exhalant davantage de radon que ceux du nord du pays (sableux). C'est ainsi par exemple que le débit de dose mesuré en Wallonie (en Ardenne) est supérieur à celui mesuré au voisinage de la centrale nucléaire de Doel, dont l'impact radiologique sur l'environnement est négligeable.

Les niveaux de radiocontamination des échantillons mesurés sont en général extrêmement bas et de ce fait, la majeure partie des données obtenues est non significative. La radioactivité naturelle (^{40}K et ^{7}Be) est de loin plus importante et davantage présente que la plupart des émetteurs bêta-gamma artificiels. Le programme de surveillance démontre son intérêt et sa capacité à contrôler « finement » l'impact des radioéléments sur l'environnement et dès lors sur l'homme : des « traces » de radioactivité artificielle, largement inférieures à la radioactivité naturelle, sont détectées en routine. Tout rejet un tant soit peu plus important est immédiatement mesuré avec précision.
Cette situation est rassurante sur le plan sanitaire mais devient gênante quand il s'agit d'exploiter les résultats : en effet, des mesures significatives autorisent une représentation plus précise et quantifiable de la situation radiologique. Des paramètres de transfert de la radioactivité peuvent alors être dégagés et les calculs de doses à la population s'en trouvent facilités. Cela implique alors d'augmenter les volumes ou les masses des échantillons afin de pouvoir « descendre » à des mesures de très bas niveau, seules capables de fournir des valeurs fiables car significatives. La commission européenne demande d'ailleurs ce type d'effort aux états membres pour certaines mesures (mise en place d'un réseau espacé de points de mesures où l'on vise une détection de la radioactivité à très bas niveaux).

Si la situation radiologique du territoire belge est tout à fait satisfaisante, un bassin retient néanmoins l'attention de par sa charge anormalement élevée en radioactivité artificielle mais aussi en radioactivité naturelle (^{226}Ra) : il s'agit de l'ensemble du réseau hydrographique Laak-Winterbeek-Nete.
En effet, la surveillance du nord-est de la Belgique révèle que certaines installations nucléaires de la région de Mol–Dessel ont un impact radiologique mesurable, bien que faible, sur l'environnement, et qu'il en va de même de l'industrie de production d'engrais phosphatés dans la région de Tessenderlo. Ainsi, les sédiments de la Molse Nete contiennent une teneur significative en ^{3}H, en produits de fission (^{137}Cs) et en radioéléments lourds artificiels sous forme de traces de transuraniens ($^{239+240}$Pu, ^{241}Am). L'activité en ^{226}Ra est également relativement élevée dans les sédiments du Grote Laak et du Winterbeek, au voisinage de Tessenderlo, où elle reste néanmoins inférieure à l'activité en ^{40}K.

Par contre, l'impact radiologique – faible mais mesurable – des installations nucléaires du nord-est du pays et de la production d'engrais phosphatés est toutefois en nette diminution ces dernières années.

L'analyse des résultats récents obtenus confirme l'impression qui prévalait lors de celle des années précédentes : une meilleure connaissance de l'écosystème estuarien de l'Escaut est toujours nécessaire afin i) de fournir des paramètres précis en vue d'évaluer les doses à la population en intégrant les rejets des installations nucléaires du bassin de la Nete et ceux de la centrale de Doel, et ii) d'évaluer l'impact radiologique réel de ces installations (tant d'un point de vue radioactivité artificielle que radioactivité naturelle) sur l'écosystème marin récepteur.

L'Agence fédérale de Contrôle nucléaire mène actuellement des études de faisabilité pour l'implantation de balises de mesure automatique et en continu de la radioactivité gamma présente dans les eaux de surface. Si ce type de balises était utilisé à l'avenir, des données en continu seraient disponibles entre autre pour démontrer plus complètement que dans le cadre de la convention OSPAR et des articles 35/36 du traité EURATOM (CE), la Belgique répond bien à ses obligations nationales et internationales.

Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.34, n°1, 2009
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, n°1, 2009

CONTROLE VAN RADIOACTIVITEIT IN HET LEEFMILIEU: BEMONSTERING, MONSTERVOORBEREIDING EN MEETTECHNIEKEN

Freddy Verrezen
Studiecentrum voor Kernenergie SCK•CEN
Expertisegroep voor Lage Radioactiviteitsmetingen
Mol

De controle van radioactiviteit in het leefmilieu houdt in dat er op geregelde tijdstippen representatieve stalen worden genomen, die op een correcte wijze worden geanalyseerd zodanig dat de resultaten gebruikt kunnen worden om de eventuele impact van industriële, nucleaire activiteiten op het leefmilieu in te schatten. Met deze presentatie zal ik trachten in het kort de belangrijkste aspecten in het verloop van een bemonsteringscampagne toe te lichten en vooral even stil te staan bij mogelijke valkuilen die het succes van een dergelijke bemonsteringscampagne in diskrediet kunnen brengen.

De Expertisegroep Lage Radioactiviteitsmetingen van het Studiecentrum voor Kernenergie SCK•CEN te Mol voert in dit kader voornamelijk analyses uit met betrekking tot de controle van personeel en van het milieu op eventuele contaminatie door radio-elementen die alfa- of beta-straling uitzenden. Twee andere expertisegroepen van het SCK•CEN vullen deze dienstverlening aan door soortgelijke metingen via gammaspectrometrie en metingen op nucleaire afvalstromen.

Doorgaans, wanneer men van start gaat met een nieuwe meetcampagne, worden drie voor de hand liggende fasen in beschouwing genomen: staalname, analyse en rapportering. Nochtans komt er bij een goede meetcampagne heel wat meer kijken en al te vaak worden de bijkomende, belangrijke aspecten vergeten. In het volgende zal ik trachten het belang van deze fasen toe te lichten en met voorbeelden te illustreren. Wegens het

relatief korte tijdsbestek zal deze presentatie zich voornamelijk focusseren op die aspecten die rechtstreeks met de monstername en voorbereiding te maken hebben.
Een bijzonder belangrijk aspect bij het opstarten van nieuwe meetcampagnes (en waar vaak onvoldoende aandacht aan wordt besteed), is de voorafgaandelijke planning. Te vaak lanceert men zich onmiddellijk in het nemen van stalen, en realiseert men zich pas achteraf dat men eigenlijk het verkeerde soort stalen op de verkeerde plaats en de verkeerde tijd heeft genomen.
Een goede voorafgaande planning moet het mogelijk maken vast te leggen wat de verwachtingen van de klant (de aanvrager) zijn en wat het laboratorium (de uitvoerder) daar als mogelijkheden tegenover kan stellen.

In eerste instantie moet het duidelijk zijn wat men precies wil bekomen met de meetcampagne. De keuze van het te nemen staal en de selectie van de toe te passen meettechniek zal immers bepaald worden door de definitie van het beoogde doel en de eventuele vereisten gesteld door de klant of de lokale wetgeving wat betreft detectielimiet, nauwkeurigheid en levertermijn. Het vastleggen van wat men met de meting wenst te bekomen, zal daardoor zijn impact hebben op de kwaliteit en bruikbaarheid van de finale meetresultaten en zelfs op de financiële kant van de opdracht.

Een typerend voorbeeld hiervan is de analyse van ^{131}I in melkstalen. Dit soort meting wordt door het SCK•CEN routinematig uitgevoerd op melkstalen afkomstig uit de buurt van nucleaire installaties (Doel, Dessel), maar het is eveneens een waardevolle meettechniek in geval van incidenten (zoals indertijd het ongeval van Tjernobyl and recentelijk het incident bij IRE in Fleurus).
In het geval van een incidentmeting is het doel na te gaan wat de impact van de lozing is op de veiligheid van de bevolking. De wettelijk opgelegde norm voor melk bedraagt 500 Bq/L en doorgaans wenst men het resultaat zo snel mogelijk ter beschikking te hebben. In dergelijke gevallen is een meting via gammaspectrometrie aangewezen. Gammaspectrometrie geeft vrij snel na de bemonstering een resultaat (geen monstervoorbereiding nodig) met een detectielimiet ruim beneden de opgelegde norm (circa 1 Bq/L).

In het geval van routinemetingen wenst men de veiligheid en goede werking van de installaties te controleren. Hierbij is een veel lagere detectielimiet aangewezen zodat kleinere lekken tijdig kunnen waargenomen worden en men kan ingrijpen vooraleer het probleem escaleert tot een incident. Dit type meting wordt op het SCK•CEN uitgevoerd via proportionele tellers (die de beta-activiteit meten) na chemische scheiding van het Iodium (^{131}I) uit de melk. Hierdoor is een lagere detectielimiet haalbaar (een factor 100 lager dan gammaspectrometrie), maar het resultaat is minder snel beschikbaar (door de voorbereiding).
In beide gevallen is een juiste bemonstering van vitaal belang en dienen representatieve melkstalen genomen te worden van koeien die buiten in de wei grazen (in de buurt van de installaties). Melk van koeien die in de stal gevoerd worden met hooi of silovoer vervullen niet het gewenste doel.

Pas wanneer het doel van de metingen is vastgelegd, kan een toepasselijk bemonsteringsschema worden uitgewerkt. Hierbij moet beslist worden welke stalen, waar en wanneer genomen moeten worden. Vooral wat betreft de frequentie en timing wordt in de planning vaak gezondigd. Gemakshalve wordt dikwijls een maandelijkse of trimestriële bemonstering voorzien, waarbij de beschikbaarheid van de monsters uit het oog wordt verloren. Zo is het bijzonder moeilijk om in de wintermaanden een krop sla te vinden, of om buiten het seizoen zoetwatermosselen of andere fauna en flora te bemonsteren.

Duidelijkheid in afspraken is eveneens van primordiaal belang. De aanvrager (klant) moet weten wat hij kan verwachten en de uitvoerder (het analyselaboratorium) moet begrijpen wat de klant wil. De uitgewerkte planning moet voor beide partijen aanvaardbaar en haalbaar zijn. Om misverstanden en discussies in de toekomst te vermijden is een duidelijk omlijnd referentiekader onontbeerlijk. Een goed geïmplementeerd kwaliteitssysteem is hierbij een uitstekend hulpmiddel.

Een dergelijk systeem biedt een duidelijk traceerbaar en internationaal erkend referentiekader door het nastreven van bestaande normen. Voor het opzetten van een kwaliteitssysteem voor analyselaboratoria wordt vaak gebruik gemaakt van de ISO17025 of de ISO9001. En specifiek voor omgevingsmetingen bestaan er normen zoals de ISO5667 voor

bemonstering van allerlei soorten waterstalen en de ISO 9695/9696 voor het meten van totaal alfa en totaal beta in waterstalen.

Implementatie van een kwaliteitssysteem levert bovendien het grote voordeel dat alle meetmethodes en werkinstructies duidelijk gedocumenteerd en gevalideerd zijn.
Het SCK•CEN is sinds 1995 geaccrediteerd voor het uitvoeren van antropogammametrie (whole body metingen en longmetingen); alfa-, beta- en gammametingen op biologische stalen en omgevingsstalen, voedselstalen en afvalstromen (alsook voor de klassieke en nucleaire kalibraties en dosimetrie van personen, omgeving en reactoren).

Ten slotte moet worden nagegaan of de uitgewerkte strategie haalbaar is, zowel wat betreft de beschikbaarheid van benodigde mensen, middelen en tijd als wat betreft de beperkingen van het budget. Zeker in geval sommige activiteiten worden uitbesteed aan derden is het juist inschatten van deze aspekten van groot belang. Al te vaak gebeurt het dat men het eigen kunnen overschat.

Eens de bemonsteringsstrategie is uitgewerkt, kan begonnen worden met het effectief nemen van monsters. Ook hierbij is een goede voorbereiding noodzakelijk. Voornamelijk de controle over de beschikbaarheid en goede staat van het nodige materiaal is van belang. Goed gedocumenteerde instructies en/of checklijsten zijn hierbij zeer nuttig.

Het laboratorium voor Lage Radioactiviteitsmetingen (LRM) van het SCK•CEN werkt hiervoor met een centrale databank met instructiefiches per type bemonstering. Een dergelijke fiche bevat alle informatie die de operator nodig heeft, inclusief de werkwijze, de preciese plaats van staalname, het benodigde materiaal en instructies betreffende de labelling, voorbehandeling, stockage en verdere verdeling.

Een goede administratie moet de traceerbaarheid van de staalname garanderen. Alle relevante gegevens moeten nauwgezet genoteerd worden. Dit omvat onderandere de datum, tijd en plaats van staalname, de operator, het gewicht of volume van het genomen staal, en eventuele omgevingsparameters (zoals temperatuur, vochtigheid) of vastgestelde

abnormaliteiten. Het werken volgens vastgelegde instructies en het gebruik van invulformulieren is hier ook weer als een pluspunt te vermelden.

De integriteit van de stalen omvat het vermijden van contaminatie van het staal tijdens de bemonstering of het transport, voorkomen van bederf of verval van het staal (eventueel door toevoegen van conserveringsmiddelen of door aanzuren, vacuum verpakken of koelen/diepvriezen), het gebruiken van een geschikte verpakking of recipiënt voor stockage (bv. afschermen van licht door gebruik van recipiënten in gekleurd glas of van plastik om adsorptie aan de want te vermijden). Maar ook het beschermen of afschermen van het staal om verlies te voorkomen en, afhankelijk van het type staal, zelfs het afschermen van het personeel voor de langdurige invloed van de stalen.

Ten slotte moeten de stalen zo snel mogelijk van een duidelijke identificatie worden voorzien die moet voorkomen dat stalen worden omgewisseld. Een dergelijke identificatie moet uniek zijn (geen twee stalen met hetzelfde nummer), duidelijk leesbaar, onuitwisbaar en onafscheidelijk zijn aangebracht op het staal of de verpakking en liefst niet te ingewikkeld.
Het getoonde voorbeeld is een afbeelding van de zelfklevende etiketten in gebruik op het SCK•CEN. Dit bevat een unieke code in leesbare tekst en barcode, een datum van staalname, de periode van bewaring en de uit te voeren analyses. Het gebruik van de barcode voorkomt fouten bij overschrijven van identificatienummers.

Na de staalname worden de stalen getransporteerd naar de analyselaboratoria en daar tijdelijk gestockeerd of klaargemaakt voor de eigenlijke analyse. De gevraagde analyses worden ingeschreven in de werkplanning van de labos en zodra de labos klaar zijn voor de eigenlijke analyse worden de stalen doorgestuurd.

Op het SCK•CEN wordt deze receptie en voorbehandeling van stalen verzorgd en gecoördineerd door een aparte cel, de cel ‘Dispatching’, die beschikt over de nodige stockageruimte voor de stalen, zoals een grote koelruimte, afzonderlijke diepvriezers en koelkasten en een afzonderlijk lokaal voor de stockage van afval en staalrestanten.
Alle stalen die binnenkomen voor analyse, worden geregistreerd in een

centraal LIMS systeem dat alle informatie betreffende de monstername bevat, alsook de gegevens over de aanvrager, de uit te voeren analyses, de resultaten en de analyseverslagen.

De cel 'Dispatching' staat ook in voor de eventuele summiere voorbereiding van de stalen en beschikt daarvoor over de nodige apparatuur en middelen om de houdbaarheid van bederfbare stalen te garanderen en voor een eventuele voorbehandeling met het oog op een eerste zuivering of homogenisatie of om de matrix van de stalen meer geschikt te maken voor de eigenlijke chemische scheiding. Hiertoe worden technieken toegepast als filtreren, zeven, malen en mengen of calcineren, microgolf ontsluiting, in oplossing brengen en destilleren.
Eventuele veranderingen aan het staal (zoals gewicht, volume, verdunning, ...) worden via het LIMS systeem aan het analyselaboratorium doorgegeven.

Behalve in het geval van een niet-destructieve analyse (zoals gammaspectrometrie) is het staal zelden rechtstreeks bruikbaar voor meting. Bijna altijd is een verdere chemische zuivering of scheiding vereist om het staal in een bruikbaar meetobject om te zetten. De toegepaste methode is afhankelijk van het type staal en de gewenste analyse.

Conclusie:

Een degelijke, voorafgaandelijke planning is onontbeerlijk voor het succes van elke bemonsterings en meetcampagne. Duidelijke afspraken (weet wat je wil, weet wat je kan) en uitgewerkte, op papier gestelde instructies (of een Kwaliteitssysteem) zijn een waardevol hulpmiddel om dit doel te bereiken.

Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.34, n°1, 2009
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, n°1, 2009

TELERAD
le réseau de surveillance radiologique et le système d'alerte rapide en Belgique

Michel Desmedt, ing
Agence fédérale de Contrôle nucléaire, Surveillance du Territoire et Rayonnement naturel
Rue Ravenstein 36, B-1000 Bruxelles, Belgique.

MOTS CLES : surveillance environnementale, système d'alerte rapide.

1. Introduction

Le réseau TELERAD est le réseau belge de mesure automatique de la radioactivité à distance. Il comprend 212 balises, qui mesurent en permanence la radioactivité de l'air et des rivières.

Les balises sont réparties dans tout le pays, autour des sites nucléaires de Tihange, de Doel, de Mol et de Fleurus, ainsi que dans les zones urbaines situées près de ces installations et dans les zones proches du site nucléaire de Chooz en France.

L'illustration montre comment les balises de mesure sont réparties sur le territoire belge. Ces balises sont reliées à un système centralisé qu'elles alertent automatiquement au cas où elles détectent une élévation anormale du niveau de radioactivité.

2. Objectifs du réseau

Le réseau TELERAD est un réseau de mesure et d'alerte rapide et, en tant que tel, il poursuit les deux objectifs majeurs suivants :

- *Enregistrement continu* de mesures, afin de donner toutes les

informations statistiques nécessaires concernant le fond de rayonnement dans le pays ;

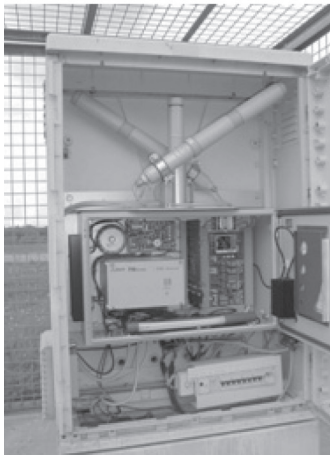
- *Déclenchement*, sans délai, d'une alarme afin de signaler le dépassement d'un seuil d'alerte.

TELERAD est donc un réseau d'alerte permettant la détection en temps réel de toute situation anormale qui pourrait entraîner, au niveau le plus élevé de gravité, le déclenchement du plan national d'urgence nucléaire sur le territoire belge. En cas d'accident nucléaire, TELERAD jouera un important rôle dans la prise de décisions, l'optimisation des interventions et des contre-mesures déployées par les autorités compétentes et dans l'information continue des citoyens.

3. Outil radiologique

Les balises utilisées dans le réseau TELERAD pour mesurer la radioactivité dans l'air sont de trois types.

Les **balises dosimétriques** mesurent la *radioactivité gamma ambiante* ; il y en a 128 sur le territoire et 61 autour des sites nucléaires du SCK•CEN (Mol), Tihange, Doel, IRE et autour de la région de Givet pour surveiller le site nucléaire de Chooz. L'illustration suivante montre les trois détecteurs et l'électronique à l'intérieur de ce type de balise de mesure. Chacune de ces balises est en outre équipée d'un détecteur de pluie qui donne des informations sur la présence et sur la durée des périodes pluvieuses.



Balise de dosimétrie ouverte, montrant ses 3 détecteurs et son électronique

Les **balises de mesure de la radioactivité sur les aérosols**, au nombre de 7, mesurent la radioactivité des poussières en suspension dans l'air (aérosols et fines particules), qui déterminent la radioactivité alpha totale et bêta totale. Trois balises aérosols (situées sur les sites du SCK•CEN, de l'IRE et de l'AFCN) sont reliées à une unité de spectrométrie aux rayons gamma. La partie gauche de l'illustration ci-dessous montre l'unité de mesure alpha/bêta, avec une vue de la bande filtrante déroulante qui collecte les poussières et les particules lorsque de l'air est pompé.

Ces balises sont complétées par une **unité mesurant l'iode radioactif** sur les aérosols et les particules d'air lorsqu'un seuil prédéterminé de radioactivité bêta est dépassé. Si les seuils d'alerte pour l'activité bêta totale sont dépassés, des cartouches de charbon actif, conçues pour piéger l'iode radioactif, sont automatiquement mesurées après avoir pompé de l'air extérieur. La partie droite de l'illustration montre le détecteur dans son boîtier (cylindre), avec le tube contenant les cartouches de charbon actif sur la droite.

Vue d'une balise aérosols : compteur alpha total et bêta total (à gauche) et compteur d'iode (à droite)

TELERAD compte également 6 **balises rivière** qui mesurent en permanence la *radioactivité gamma des rivières*. Ces balises sont installées près des trois rivières qui reçoivent des rejets de sites nucléaires et des eaux usées de grands centres urbains (combinant centres de recherche, universités et hôpitaux) : la Meuse, la Sambre et la Molse Nete à Mol. Ces balises sont de grands conteneurs (voir illustration) avec une conduite d'entrée et une conduite de sortie permettant de pomper l'eau de la rivière vers le détecteur et de la rejeter après mesure de la radioactivité.

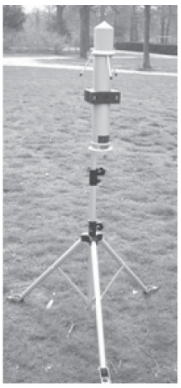
Vue extérieure d'une balise de rivière, avec les conduites d'entrée et de sortie

A l'intérieur, une unité de spectrométrie gamma (cristal NaI couplé à un analyseur à deux canaux), logée dans son propre réservoir, entourée par un robuste écran en plomb, protégée par un boîtier en acier inoxydable, dans lequel entre et quitte l'eau pompée dans la rivière (illustration ci-après). Dans la partie gauche de l'unité de spectrométrie gamma, un échantillonneur d'eau de grand volume (type SwedMeter) permet de prélever automatiquement un échantillon d'eau dans la conduite aussitôt qu'un niveau d'action préétabli a été dépassé. Cette eau est stockée dans un récipient de 25 litres pour poursuivre les analyses spectrométriques gamma (et bêta) en laboratoire.

Vues du détecteur et de l'échantillonneur d'eau à grand volume et du PP MOS

A l'extrême gauche, un échantillonneur automatique programmable (Buhler type PP MOS) permet le pompage d'eau dans des récipients pour spectrométrie gamma, alpha et bêta (pour une surveillance radiologique supplémentaire du territoire). L'illustration montre l'intérieur du PP MOS, avec les instruments de pompage dans la partie supérieure et tous les récipients de 2,9 litres (12 au total) dans le bas. Cette unité complètement programmable permet de collecter des volumes prédéterminés d'eau dans un délai fixe et à une fréquence déterminée. Au-dessus du PP MOS se trouvent l'unité de comptage et l'alimentation haute tension du détecteur de balise de rivière.

Vue ouverte d'un échantillonneur automatique PP MOS



Enfin, le réseau TELERAD est équipé d'un ensemble de 24 nouvelles balises mobiles pour mesurer la radioactivité gamma ambiante (voir illustration). Ces balises – en phase de test – seront installées à des endroits qui seront étudiés plus en détails.

Une des 24 nouvelles balises mobiles pour mesurer la radioactivité gamma ambiante

En 2007, le réseau TELERAD a généré au total 161 alarmes, sans impact radiologique : ces alarmes ont principalement été induites par des activités industrielles et / ou des conditions météorologiques.

4. Instrument radiologique pour planifier l'alerte nucléaire

Dans le cadre du plan d'urgence nucléaire, le réseau TELERAD donne des données essentielles aux experts qui évaluent la situation radiologique et proposent des contre-mesures en cas d'incident ou d'accident radiologique.
Ces données aideront à estimer la gravité de l'incident/de l'accident, à optimiser les interventions et les mesures à déployer pour prévenir les effets de l'incident/de l'accident et, ensuite, y remédier, ainsi qu'à informer la population en permanence.

Des experts analysent la situation radiologique à l'aide d'une interface logicielle qui montre la situation en ligne et l'état des différentes balises du réseau (voir illustration).

5. Instrument météorologique

Le long des frontières et autour des sites nucléaires, TELERAD est également équipé de 9 instruments de mesure météorologique (vitesse et direction du vent), installés sur des mâts de 10 mètres. Il existe également 4 mâts météo supplémentaires de 30 mètres situés près des sites nucléaires, qui mesurent la vitesse et la direction du vent ainsi que l'ensoleillement. La présence de pluie, sa durée et son intensité sont également surveillées par des détecteurs de pluie et des pluviomètres.

Ces données sont essentielles pour détecter rapidement l'origine de toute source étrangère de radioactivité et, en fonction de la vitesse du vent et de sa direction, pour prévoir quelles régions pourraient être survolées par un nuage radioactif et à quel moment elles le seront.

6. Modernisations du réseau TELERAD

A la suite de plusieurs lacunes techniques du réseau TELERAD d'origine, installé en 1998, l'AFCN a décidé en 2004 de moderniser le système. Ces modernisations concernaient principalement le département ICT et la partie télécommunication du système, et non les détecteurs et les systèmes de mesure apparentés. L'ancien système TELERAD et le nouveau ont coexisté pendant environ 2 ans.

En 2006, le système TELERAD a fait l'objet d'un important audit. Bien que les résultats de cet audit soient positifs pour le nouveau système TELERAD, certaines modifications et additions au système ont été suggérées. A la suite de cet audit, l'AFCN a mis en œuvre ces suggestions et, dès avril 2007, l'ancien système TELERAD était définitivement mis hors service.

Les caractéristiques les plus importantes du nouveau système TELERAD sont décrites ci-après.

Les résultats des mesures de toutes les balises sont envoyés toutes les 10 minutes vers les serveurs centraux et stockés dans une base de données. Avec l'ancien système, ces données étaient envoyées aux serveurs une fois par jour seulement, à l'exception de balises précises en cas d'alarme. De plus, le nouveau système

utilise des lignes téléphoniques standard (ISDN), alors que l'ancien système utilisait d'onéreuses lignes louées. Par conséquent, en dépit de l'augmentation du nombre total de communications, les frais liés aux télécommunications ont été considérablement réduits.

De plus, les experts ont accès aux résultats des mesures par le biais d'Internet. Grâce au développement d'un module VPN, les experts peuvent consulter la base de données et évaluer l'état radiologique du territoire depuis tout lieu dans le monde. Depuis le bureau, ils ont directement accès aux serveurs TELERAD et, depuis tout autre lieu disposant d'un accès à Internet, ils peuvent utiliser une connexion VPN sécurisée. S'il n'y a pas de connexion Internet disponible, une connexion GPRS sans fil permet de consulter la base de données. Dans tous les cas, l'accès se fait par l'interface conviviale représentée au point 4, qui donne un aperçu clair de l'état radiologique du territoire. Cet aperçu est basé sur un code de couleurs qui indique le statut de chaque balise de mesure : vert (OK), orange ou rouge (situation radiologique), bleu (problème technique), etc.

Grâce à l'accessibilité généralisée au système et au développement d'un module d'alarme automatique, un rôle de garde 24 heures sur 24 et 7 jours sur 7 a été organisé pour analyser immédiatement toutes les situations radiologiques qui sont détectées par le réseau TELERAD.

La disponibilité du réseau modernisé est garantie par un cluster de serveurs complètement redondants et une base de données sur un site de sauvegarde. Dans le cas où le cluster de serveurs au siège de l'AFCN n'est pas disponible, le cluster de serveurs du site de sauvegarde reprend automatiquement toutes les tâches et fonctions. Par conséquent, les experts sont en mesure de faire toutes les manipulations à tout moment.

8. Conclusions

Cette note nous donne un aperçu de l'état actuel du réseau Telerad, du réseau de surveillance radiologique et du système d'alerte rapide en Belgique fin 2008.

REFERENCES

AGENCE FEDERALE DE CONTROLE NUCLEAIRE, "Surveillance Radiologique de la Belgique – Rapport de synthèse", disponible en français et en néerlandais sur http://www.fanc.fgov.be/.

Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.34, n°1, 2009
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, n°1, 2009

PROBLEMATIQUE DE LA TRANSPOSITION DE LA DIRECTIVE «EAU POTABLE» 98/83/CE

Jean-Marie Flémal
Institut Scientifique de Santé Publique

1. Introduction

La directive européenne 98/83/CE a pour but de protéger la santé des personnes des effets néfastes de la contamination des eaux destinées à la consommation humaine.
Elle établit les valeurs paramétriques applicables aux eaux potables en se fondant sur des considérations de Santé Publique afin de prévenir les risques microbiologiques, chimiques et radioactifs.

En ce qui concerne la radioactivité, la directive définit des valeurs paramétriques pour la concentration en tritium et la dose totale indicative.

Paramètre	**Valeur paramétrique**
Tritium (^{3}H)	100 Bq/L
Dose Totale indicative (DTI)	0.10 mSv/an

La DTI correspond à la dose efficace engagée résultant d'une incorporation, pendant un an, de tous les radionucléides naturels et artificiels détectés dans une distribution d'eau, à l'exclusion du ^{3}H, du ^{40}K, du ^{222}Rn et de ses descendants.

Elle est calculée à partir des concentrations des radionucléides mesurés et des coefficients de dose adaptés aux adultes.

Le tableau suivant donne les concentrations de référence des nucléides à prendre en considération.

Concentrations de référence	
Nucléide	Bq/L
^{238}U	3.0
^{234}U	2.8
^{226}Ra	0.5
^{228}Ra	0.2
^{14}C	240
^{90}Sr	4.9
$^{239,240}Pu$	0.5
^{241}Am	0.7
^{60}Co	40
^{134}Cs	7.2
^{137}Cs	11
^{131}I	6.2

Si la formule suivante se vérifie, les Etats membres peuvent supposer que la DTI est inférieure à 0.1 mSv/an, et il n'y a pas lieu de mener d'autres recherches.

$$\sum_{i=1}^{n} \frac{Ci(obs)}{Ci(ref)} \leq 1$$

Ci(obs)= concentration observée du radionucléide i
Ci(réf)= concentration de référence du radionucléide i
n= nombre de radionucléides détectés

Les Etats membres peuvent également utiliser la stratégie d'évaluation proposée par l'OMS. Cette stratégie se base sur la détermination des activités α globale et β globale.
Si l'activité Alpha totale et l'activité Bêta totale sont inférieures respectivement à 0.1 Bq/L et 1 Bq/L, l'Etat Membre peut supposer que la DTI reste inférieure à la valeur de l'indicateur paramétrique de 0.1 mSv/an et il ne doit mener aucune enquête. Dans le cas contraire il y a lieu de procéder à une analyse des radionucléides spécifiques.
A remarquer que ces niveaux guides correspondent respectivement pour l'α global et le β global à 20 % des concentrations de référence du ^{226}Ra et du ^{90}Sr.

En Belgique plus de 70% de la production d'eau potable est assurée à partir des eaux souterraines et donc directement et constamment influencée par la radioactivité naturelle du sous-sol.
Lorsque l'on essaie d'appliquer cette stratégie à la mesure de la radioactivité naturelle, on est confronté à trois problèmes :

- La présence du ^{228}Ra
- La toxicité chimique de l' U
- La problématique $^{222}Rn/^{210}Pb/^{210}Po$

2. Problématique du ^{228}Ra

Le ^{228}Ra appartient à la chaîne de désintégration du ^{232}Th. Il est son descendant immédiat par désintégration α.
C'est un émetteur β d'énergie maximale égale à 39 keV.
Les méthodes classiques de détermination des émetteurs β (par compteur proportionnel) ne permettent pas de détecter valablement des particules d'aussi basse énergie. Le ^{228}Ra ne peut être contrôlé directement par l'approche globale.
Cependant le ^{228}Ra génère de l'^{228}Ac, émetteur multi-β d'énergie mesurable. Etant donné sa courte période (6 heures) l'^{228}Ac peut être considéré à l'équilibre avec le ^{228}Ra dans les eaux souterraines (Facteur d'équilibre généralement > 0.98).
Le seuil de référence pour le ^{228}Ra est fixé à 0.2 Bq/L et est donc inférieur à la valeur seuil de 1 Bq/L du β total.
Si on veut utiliser l'approche globale il faut trouver un indicateur mesurable de la présence du ^{228}Ra.

On peut revoir la valeur seuil attribuée à la détermination du β total.
Si on applique l'hypothèse conservatrice des 20 % de la concentration de référence, on obtient un seuil de décision pour le β total à 0.04 Bq/L.
Si l'on tient compte du fait que cette valeur ne doit pas tenir compte de la présence du ^{40}K dans l'eau, ceci nous amène à une valeur voisine de la limite de détection atteignable par les méthodes classiques de détermination des émetteurs β.

Une autre solution serait de se calquer sur la présence du ^{226}Ra (qui lui est contrôlable par la mesure de l'α total) en se basant sur le fait que les isotopes d'un même élément ont les mêmes propriétés et qu'ils devraient donc suivre les mêmes processus de mobilisation dans l'eau.
Le rapport [$^{228}Ra/^{226}Ra$] est initialement déterminé par le rapport des activités [$^{232}Th/^{238}U$] dans la roche encaissante qui est très variable d'un type d'aquifère à l'autre.
La mobilisation du radium dans l'eau est un phénomène complexe qui fait intervenir notamment le phénomène d'alpha recoil. Il faut 3 alpha pour arriver au ^{226}Ra, 1 pour le ^{228}Ra : la mobilisation sera différente.
On doit donc s'attendre à une variabilité importante entre ces deux isotopes.

Un troisième indicateur pourrait être le ^{224}Ra. Le ^{224}Ra appartient à la chaîne de désintégration du ^{228}Ra. Plusieurs études ont déjà confirmé l'existence d'une relation entre les activités en ^{224}Ra et ^{228}Ra au niveau des eaux souterraines.
Le ^{224}Ra est un émetteur α qui va être contrôlé par la mesure de l'α total. Mais sa période est de 3.6 jours. Si l'on veut faire un contrôle efficace il faut donc mesurer l'eau rapidement après le prélèvement.

3. Problématique de l'Uranium

Les concentrations de référence pour l'Uranium sont respectivement fixées à 2.8 Bq/L pour l'^{234}U et à 3 Bq/L pour l'^{238}U.
Dans la directive concernant la qualité des eaux potables, l'O.M.S. définit une valeur guide pour la concentration en Uranium de 15µg/L.
En se basant sur la composition isotopique de l'Uranium naturel, cette valeur correspond à une activité de 0.195 Bq/L pour l'^{238}U et de 0.185 Bq/L pour l'^{234}U.
15 µg/L d'Uranium naturel correspondent donc à une activité α de 0.38 Bq/L.
Cette activité est inférieure à la concentration de référence de 0.5 Bq/L du ^{226}Ra ayant servi de base à la définition de la valeur seuil en α total.
Ceci pose un problème de cohérence vis-à-vis du choix adopté pour les valeurs seuil.
Il serait dès lors préférable en première approche de mesurer la concentration pondérale en U et d'assujettir la détermination en U isotopique à celle

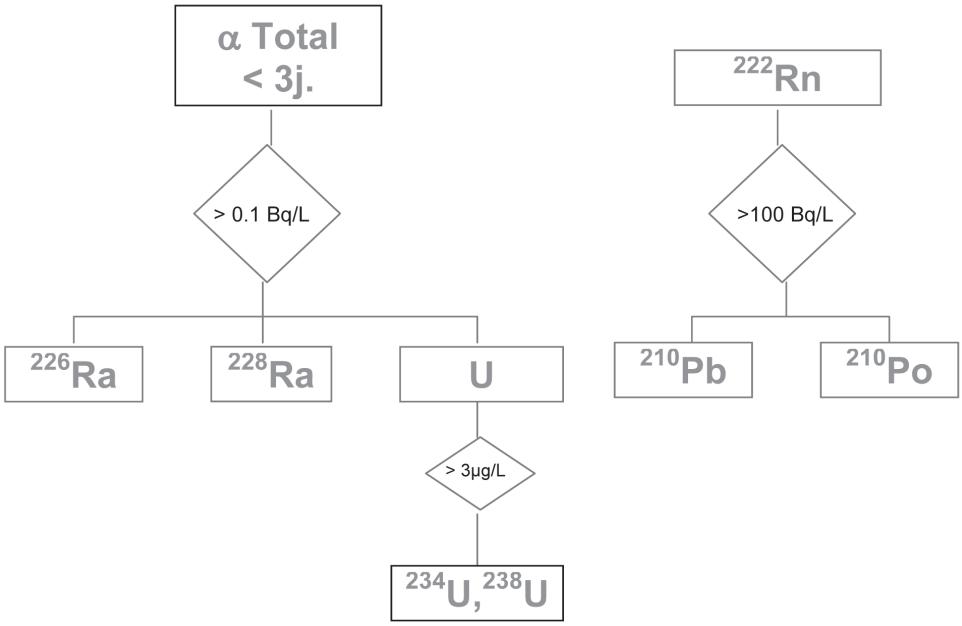
de l'U pondéral C'est certainement préférable d'un point de vue santé publique, étant donné que la toxicité chimique est nettement supérieure à la radiotoxicité .

4. Problématique du ^{222}Rn

Le calcul de la dose totale indicative ne doit pas tenir compte de l'activité présente en ^{222}Rn ainsi qu'en ses produits de filiation.
Cependant la Commission publiait en 2001 une recommandation concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable.
Plusieurs études conduites dans les Etats membres ont mis en évidence des concentrations élevées de radon dans les eaux souterraines.
A forte concentration le radon présente un risque non négligeable par ingestion.
De plus une concentration de 1000 Bq/L de radon dans l'eau de distribution entraîne, suite à l'émanation, une augmentation de la concentration de radon dans l'air intérieur des bâtiments de l'ordre de 100 Bq/m^3.
Etant donné les courtes périodes des produits de filiation immédiats du ^{222}Rn (du ^{218}Po au ^{214}Po), le radon génère en permanence du ^{210}Pb qui présente un risque comparable à celui du ^{228}Ra ($[^{210}Pb]=0.2$ Bq/L).
Des concentrations élevées de radon constituent donc un indicateur de la présence potentielle dans l'eau du ^{210}Pb ainsi que du ^{210}Po ($[^{210}Po]=0.1$ Bq/L).
Il semble donc logique que les activités en ^{210}Pb et ^{210}Po soient contrôlées conformément aux principes applicables aux radionucléides naturels énoncés dans la directive.
Etant donné que le ^{210}Pb et le ^{210}Po ne sont pas contrôlables par l'approche globale il peut être intéressant d'assujettir la détermination de ces isotopes à l'activité en ^{222}Rn.

5. Méthodologie

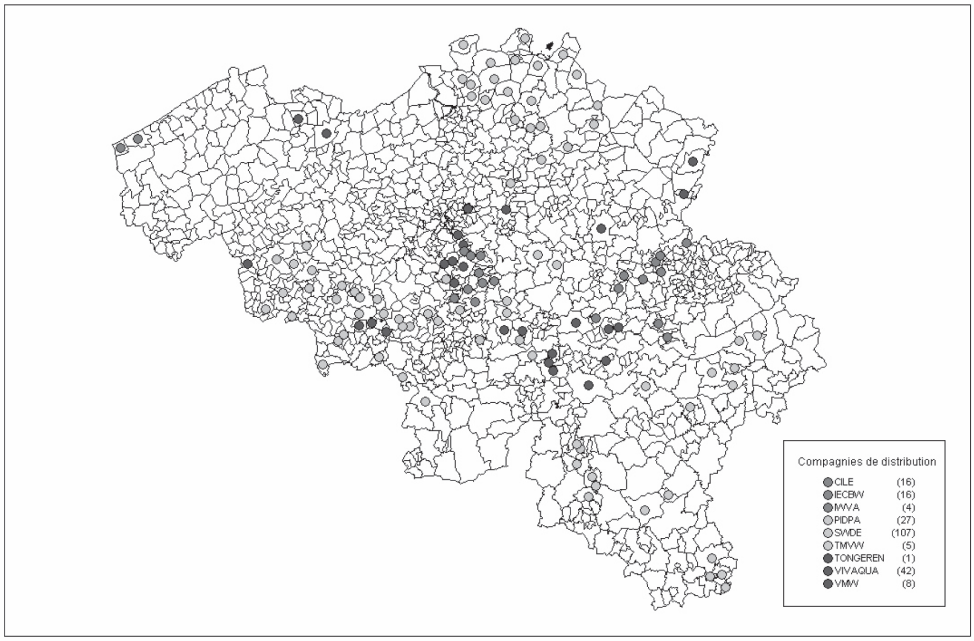
Sur base de ces considérations, nous proposons la méthodologie suivante :



6. Campagne de mesures

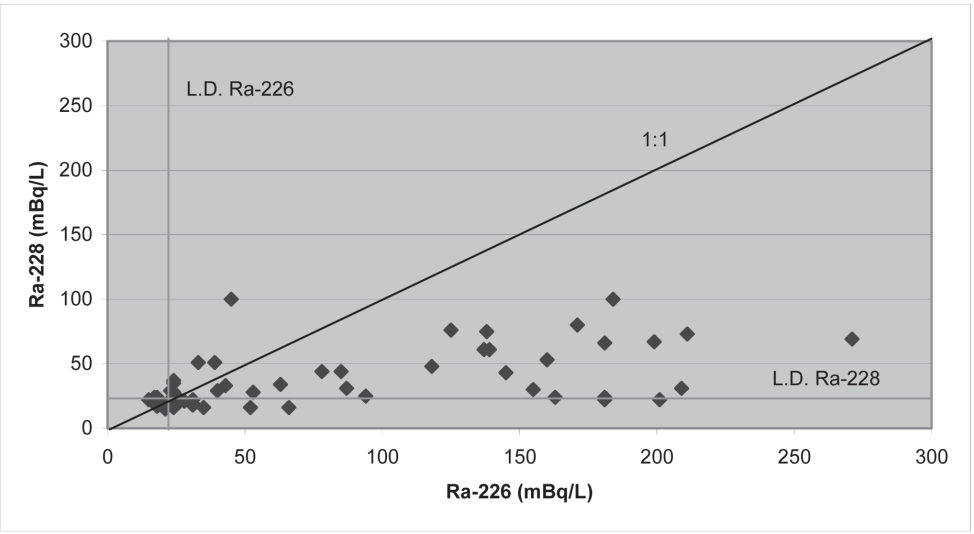
Cette méthodologie a été testée dans le cadre d'une campagne de mesure organisée de 2006 à 2007 sur les principales formations aquifères de Belgique. Le but initial était d'obtenir une première évaluation de l'état radiologique des eaux souterraines en Belgique.
Au total, les prélèvements ont portés sur 226 points.

Des 226 points mesurés, 72 dépassaient la limite de 0.1 Bq/L, soit 32%.
La grosse majorité de ces points se situe dans la province du Hainaut et dans le nord de la province de Namur et correspond aux formations aquifères du calcaire carbonifère et des craies du bassin de Mons.



- Les isotopes du radium sont essentiellement responsables de l'activité α dans les aquifères du calcaire carbonifère tandis que l'activité α présente dans les eaux en contact avec les craies provient principalement des isotopes de l'uranium.

- Le rapport [$^{226}Ra/^{228}Ra$] est compris entre 0.4 et 8 avec une moyenne de 3, ce qui aurait tendance à confirmer les hypothèses relatives à la mobilisation des isotopes du Radium dans l'eau. Ce taux de variabilité confirme la difficulté d'utiliser le ^{226}Ra comme indicateur de proximité de la concentration de ^{228}Ra



- En ce qui concerne l'Uranium, les valeurs les plus élevées ont été constatées dans les craies du bassin de Mons avec une valeur maximum de 11.2 µg/L, soit assez proche de la recommandation fournie par l'O.M.S. Les échantillons ayant des teneurs en Uranium pondéral supérieures à 3µg/L ont été analysés afin de déterminer la composition isotopique.

U	Relative m	U-234	U-238	Contribution DTI
µg/L	%([U]/[Ref])	mBq/L	mBq/L	% (DTI Ref)
11.2	75	83	109	7
7.3	49	88	76	6
4.1	27	47	43	3
3.4	23	48	36	3
5.3	35	71	63	5
4.8	32	64	51	4
3.8	25	56	40	3
3.2	21	62	36	3

On remarque que les isotopes de l'U contribuent peu à la DTI. Par contre si l'on compare au seuil défini par l'OMS, la contribution de l'U pondéral n'est pas négligeable,

- En ce qui concerne le radon, la majorité des points dépassant 100 Bq/L sont situés dans les formations aquifères du schisto-gréseux de l'Ardenne.
Une détermination systématique du ^{210}Pb et du ^{210}Po a été effectuée sur ces eaux.

^{222}Rn	^{210}Pb	^{210}Po
Bq/L	Bq/m^3	
177	<17	5.7
104	<17	3.8
109	<17	6.3
277	<17	4.8
242	<17	2.9
98	<9	2.9
252	<8	5.9
246	15	9.6
100	<8	3.1
94	<9	5.7
176	<8	0.8
170	21	5.9
169	<8	2.7
670	70	4.6

En ce qui concerne le ^{210}Po, les valeurs observées sont toutes inférieures à 10 Bq/m^3 soit moins de 10% de la concentration de référence
A l'exception de la dernière valeur du tableau, les activités estimées en ^{210}Pb au moment du prélèvement sont également très basses et ne dépassent pas 20 Bq/m^3, soit moins de 10% de la concentration de référence du ^{210}Pb.
La seule valeur significative concerne un échantillon dont la teneur en radon est particulièrement élevée (670 Bq/L)

7. Calcul de la DTI

Le calcul de la DTI a été effectué pour chaque échantillon pour lesquelles l'on disposait de données spécifiques (^{226}Ra, ^{228}Ra, U, ^{210}Pb, ^{210}Po).

^{226}Ra	^{228}Ra	T-U	D.T.I.
Bq/m^3			mSv/an
271	69	4.2	0.089
184	100	1.7	0.087
171	80	12	0.074
199	67	25	0.074
181	66	24	0.07
138	75	13	0.065
125	76	1.7	0.063
160	53	71	0.06
45	100	27	0.059
137	61	29	0.058
139	61	3.2	0.058
209	31	15	0.058
201	22	14	0.051
145	43	8.6	0.051

Ce tableau représente les valeurs supérieures à 50 % de la DTI maximale. C'est donc essentiellement les activités correspondantes aux isotopes du Radium (226 et/ou 228) qui contribuent le plus à la dose engagée.
Aucune valeur ne dépasse toutefois la limite de 0.1 mSv/an. Ces valeurs sont probablement des valeurs maximalistes étant donné que les prélèvements ont été effectués sur l'eau brute alors que les contrôles d'audit devraient porter sur l'eau distribuée. Il est très probable en effet que des pertes en radionucléides (adsorption, précipitation) se déroulent pendant le transport et conduisent à des concentrations en radionucléides inférieures à celles contenues dans les eaux brutes.

8. Conclusions

Il y a, rien qu'en Wallonie, plus de 7000 prises d'eau en activité qui doivent normalement faire l'objet de contrôles.
Nous avons donc essayé de développer une méthodologie la plus compacte possible en se basant sur des analyses initiales relativement simples. Cette méthodologie se base sur des prélèvements d'eau brute, alors que le monitoring doit concerner les eaux distribuées.
Cependant une certaine latitude est laissée aux états membres et l'on pourrait très bien imaginer des mesures initiales sur les captages en activités (qui complèteraient cette enquête) et des contrôles d'audit sur les eaux distribuées davantage orientés vers les zones les plus problématiques.

Bibliographie

Natural radio-nuclides in drinking water: a critical investigation of the Council directive 98/83/CE and a proposal for an adequate methodology.
Flémal J-M., Minne E. and Hallez S.,
Scientific Institute of Public Health, Scientific Report 2006|2007

Mesure de la radioactivité naturelle dans les eaux destinées à la consommation humaine: Méthodologie appliqué dans le cadre de la directive 98/83/CE.
JM. Flémal,
Rapport I.S.P. D/2505/2007/40

Directive du Conseil de l'Union européenne n° 98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
JOCE n° L 330 du 5 décembre 1998

Recommandation 2001/928/ Euratom de la Commission concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable.
Journal officiel des Communautés européennes L344/85 - 28/12/2001

WHO Guidelines for drinking- water quality. 2005
World Health Organization.

Mobilisation of radium in saliniferous waters
J. Wiegend
Proceedings of the 1st International workshop on Natural Radionuclides in Hydrology and Hydrogeology - September 2002

Occurrence of selected radionuclides in ground water used for drinking water in the United States: A reconnaissance Survey, 1998
M.J. Focazio, Z. Zsabo, T.F. Kraemer, A.H. Mullin, T.H. Barringer, V.T. DePaul
U.S. Geological Survey – Water-ressources Investigations Report 00-4273

Elevated levels of Uranium Series Radionuclides in private water Supplies in Finland
L. Salonen, P. Huikuri
Proceedings of the 5th International Conference on high levels of natural radiation and radon Areas 4–7 September 2000

Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.34, n°1, 2009
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, n°1, 2009

RADIOLOGICAL MONITORING OF SEWAGE IN WATER PURIFICATION PLANTS IN BELGIUM BY REMOTE AND CONTINUOUS GAMMA SPECTROMETRY

G. Delécaut[1], Ph. Van Put[2], C. De Lellis[1], JP Lacroix[1]
[1]Institut National des Radioéléments (IRE),
B. 6220, Fleurus, Belgium
[2]Canberra,
F.78182, Saint Quentin en Yvelines, France

Summary

The radioactivity of the sewage coming in some Belgian water purification plants was measured in 2004 and 2005 with the Environmental Radioactivity Monitoring System (ERMS) developed by the IRE. The measurements allowed the accurate quantification of most used nuclear medicine isotopes. The study shows the systematic detection of ^{99m}Tc with activity concentrations ranging from 100 to 1000 Bq.l^{-1}. The ^{131}I activities sporadically measured were in the 10-100 Bq.l^{-1} range but the precise quantification was hampered by the interfering ^{214}Pb peak. Beta$^+$ emitters were detected in two water purification plants collecting sewage from large university hospitals. Although these levels are not worrying, the results demonstrate the need to monitor the radioactivity level in the sewage in order to assess the radioactive releases towards the environment and to ensure best environmental practice.
During the whole campaign, the equipment was found to be perfectly suitable for such application in such aggressive environment.

Introduction

According to the Article 35 of the EURATOM treaty, each country should set up the necessary equipment to routinely control the radioactivity level of the environment since it is a key issue for its safeguard but also for the protection of the population, both under normal and accidental situations.

Besides, the OSPAR convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic imposes a drastic reduction of the radioactive releases in the marine environment. The Contracting Parties undertake to assess the radioactive releases towards the environment trough the data collected in the frame of their national radiological monitoring program.
With the current regulations in force in the radiological protection of the environment and the emergence of the "zero-release" policy, the radiological monitoring of water becomes of paramount importance. Water having a vital character, its radioactive contamination would have a strong psychological impact on the population but also on the societal organisation considering the effect on the food chain, agriculture, food industry and drinking water. The potential sources of radioactive contamination are numerous: nuclear fuel cycle, research centres, nuclear medicine departments, and industries working resources with enhanced levels of natural radionuclides (NORM industries). The releases may be routine, accidental or malevolent.
In this context, the IRE organised in June 2004, a topical day entitled "Interest of a continuous radiological monitoring of surface and groundwater". One of outputs of this seminar was the decision of conducting radioactivity measurements in Belgian water purification plants. The objective was twofold. The first aim was to determine whether there is a need for continuous monitoring of water purification plants. The second goal of the measurement campaign was to verify the functionality of the ERMS equipment, *i.e.* resistance under such severe conditions and adequacy of detection techniques. Indeed, while the energy of fission products generally monitored in facilities related to the nuclear fuel cycle is quite high, the energy of the radionuclides used in nuclear medicine is rather low. The results of this measurement campaign are presented and discussed in this paper.

Equipment

The Environmental Radioactivity Monitoring System (ERMS) developed by the IRE is an early warning system dedicated to aquatic environment. The water monitoring system is composed of ERMS probe(s), *i.e.* measuring station, and central station(s) managing the network through a dedicated software (Environmental Network Monitoring System). The ENMS software package allows full remote configuration (calibration factors, region of interest, alarm levels, counting time, ...) and data management of

the measuring station.
Thanks to its multi-channels analyser, the ERMS probe permanently acquires gamma rays emission spectra in water up to a depth of 50 meters. The radioactivity level is measured in 8 different regions of interest (ROI) defined by the users such as ^{131}I, ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{40}K, ... An alarm is generated once the activity exceeds two different thresholds set individually for each isotope. When possible, the radioactivity probe is directly placed in water to avoid the use of pump and its mechanical maintenance. To be adapted to corrosive environment such as sea water and sewage, the ERMS envelop probe is made of high density polyethylene (HDPe). Two models are design to withstand a pressure of 1 or 5 bars, respectively. The ERMS probe is easily maintained and autonomous thanks to its low power consumption, wireless data communication system and its watchdog function so that the system requires very low man power (**figure 1**).

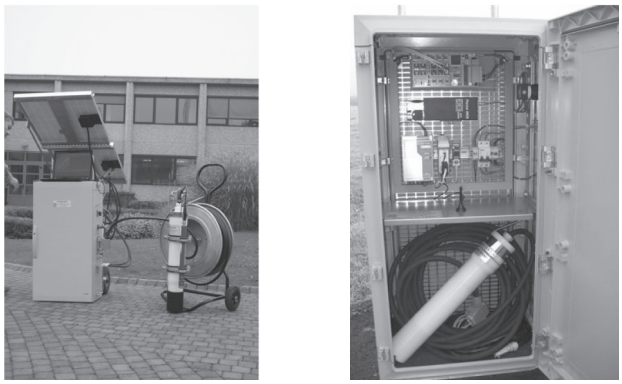


Figure 1: ERMS probe. Left: 5 bars envelop, right: 1 bar envelop.

The ERMS probe performs the analysis of radioactivity. The hardware and software are designed according to the early warning philosophy (real-time operation, fault proof, high availability). The system achieves a high availability. Indeed, the probe integrates a watchdog function to avoid blocking of the system. The status of the probe and its instruments is continuously monitored and the software is able to restart automatically the station when it is not responding after several retries. Therefore, the time during which the probe is not operating is reduced which results in a very high reliability.

The analysis method for radioactivity measurement has been developed to cope with most problems frequently encountered with water monitoring system (gain drift due to temperature change, false alarms caused by natural background change). The calibration of the system is performed in a semi-infinite medium (20 m^3 tank) with real radioactive standards such as ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{133}Ba and ^{40}K. Besides, mathematical efficiency calibration using Monte Carlo Code (*i.e.* MCNP) is also carried out to cover the whole range energy (0.1 to 2.5 MeV).

A method of gain drift stabilisation compensates the energy shift caused by temperature variations, monitoring the position of a reference peak in the spectrum. Specific algorithms were also developed for continuum and interfering peak subtraction so that the system achieves the same level of performances as the one reached in low level gamma spectrometry laboratory:

- sensitivity (^{137}Cs): 0.2 $Bq.l^{-1}$ (2 hours measurement in sea water),
- resolution (^{137}Cs) : < 7%.

The probe records over predefined time interval the gamma ray spectrum. During this time interval, the gamma ray spectrum is analyzed[1] at a frequency defined by the user. Finally, activity, associated uncertainty, and minimum detectable activity (MDA) concentrations are reported for each defined isotope (max. 8). An alarm is generated once any isotope concentration is above its defined alarm thresholds (max. 2 thresholds). When an alarm condition is confirmed, the current acquisition is stopped, analyzed and saved. A new acquisition is started with specific time intervals defined by the user according to the alarm levels.

When a monitoring station detects default or a radiological alarm is confirmed, the ERMS probe informs immediately the central control station. The monitoring station uses wire or wireless Ethernet, PSTN or GSM modem for data communication with the central control station.

1 Next analysis steps are performed according to the user requirements: spectrum stabilization, peak search, net peak area calculation (continuum and interference subtraction), activity/activity uncertainty/MDA concentration calculation. Each analysis step can be individually disabled.

Experimental conditions

Five water purification plants collecting both industrial and domestic sewage were selected in Belgium: three in the Walloon region, one in Brussels and one in the Flemish region. The study was conducted from December 2004 to December 2005. The ERMS probe was immersed in the entrance channel of the water purification plants for about 30 days. The working conditions of the system were daily verified.
The targeted isotopes were ^{99m}Tc, ^{131}I, ^{137}Cs, ß$^{+}$ and natural. The acquisition frequency was 15 minutes resulting in acquiring about 3000 spectra per plant. Specific efficiency calibration was performed for gamma at energies lower than 300 keV. Under these conditions, the sensitivity reached for ^{99m}Tc was about 1.5 Bq.l^{-1}. The results were rejected if:

- aberrant measures are identified (detection default),
- the measured value is lower than two times the uncertainty,
- the MDA is higher than the measured value.

Four and three samples of sludge were taken each week in two water purification plants respectively, of which one collects the effluents from the zoning of Fleurus. These samples were analysed for all gamma emitters (50-2000 keV). Besides, 3 samples of sewage were analysed in the laboratory to check the compliance with the results provided by the ERMS-W probe.

Results

In the water purification plant collecting the effluents from the Fleurus zoning, the detected isotopes were ^{99m}Tc and ^{131}I; the detection of ^{99m}Tc being the most frequent and systematic (**figure 2**). The pattern clearly shows that the activity increases during the day, decreases the night and disappears during the week-end. The detection of ^{131}I is less systematic and the concentrations are lower (**figure 3**).
The likely sources of the artificial radioactivity observed at the entrance of the water purification plant are either the zoning of Fleurus or the nuclear medicine departments of hospitals. Indeed, ^{99m}Tc isotope is the most used radionuclide in nuclear medicine for diagnostic purposes. Radioiodine is mainly used in therapy for which the patient excreta are collected in view of storage for decay.

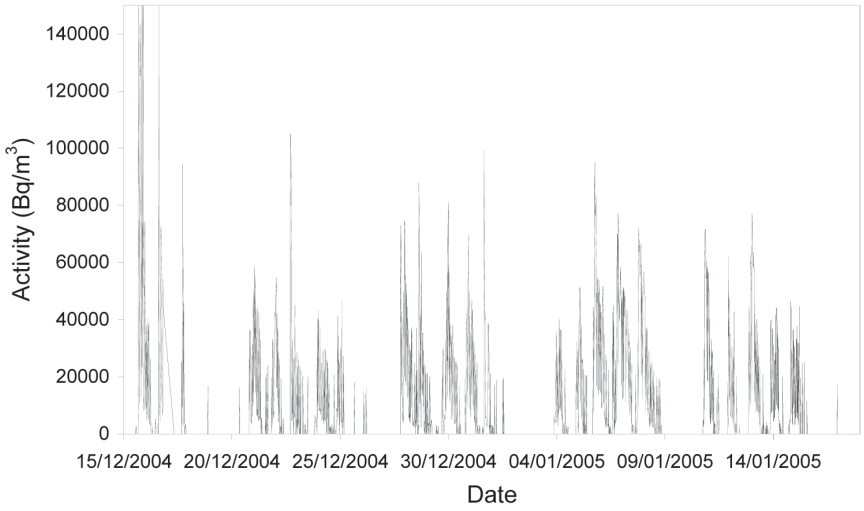


Figure 2: ^{99m}Tc activity profile as function of the time at the plant collecting the effluents from the zoning of Fleurus.

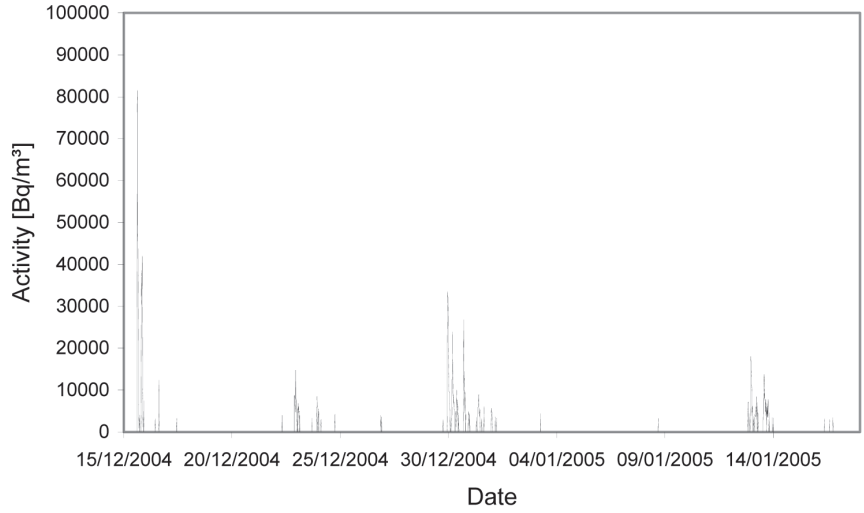


Figure 3: ^{131}I activity profile as function of the time at the plant collecting the effluents from the zoning of Fleurus.

First of all, the other isotopes present in the effluents released by the IRE such as ^{99}Mo and ^{60}Co are not detected. Moreover, the pattern of the ^{99m}Tc and ^{131}I activities are not compliant with the schedule of the releases that occurred on 20 and 27 December 2004 and 7 January 2005. Finally, the measured concentrations of ^{99m}Tc and ^{131}I are five or ten times higher than the levels released (**table 1**) although decay and dilution (30 m^3/h for the release and 500 m^3/h at the plant) were no considered. In conclusions, the activities of the zoning are not the source of the radioactivity levels measured; its contribution is assessed to be around 1%. Since no other industrial activities are likely to release these isotopes, the origin of the artificial radioactivity detected is the nuclear medicine department of medical establishments.

Date	**^{99m}Tc Bq.m^{-3}**	**^{99m}Tc and ^{99}Mo Bq.m^{-3}**	**^{131}I Bq.m^{-3}**
20/12/2004	1.12×10^4	2.10×10^4	1.73×10^4
27/12/2004	6.10×10^3	6.10×10^3	9.08×10^3
03/01/2005	—	4.90×10^4	1.50×10^4

Table 1: Activity of the effluents released by the IRE

The gamma spectrometry carried out on the sludge sampled shows the presence of more isotopes than those detected in sewage. The preferential accumulation of radionuclides on sludge by different mechanisms (adsorption, absorption, precipitation) is a well known phenomenon. These isotopes are representative of both the activities of the zoning of Fleurus but also of nuclear medicine. Nevertheless, the levels measured are well below the exemption levels published in the royal decree of July 2001 (**table 2**).

Isotope	Average activity Bq/g	Exemption levels Bq/g	Likely origin
^{105}Ag	5.10×10^{-3}	1.0×10^{2}	Zoning
^{108m}Ag	4.03×10^{-4}	1.0×10^{1}	Zoning
^{141}Ce	1.18×10^{-3}	1.0×10^{2}	Zoning
^{144}Ce	1.78×10^{-2}	1.0×10^{2}	Zoning
^{57}Co	3.84×10^{-4}	1.0×10^{2}	Zoning
^{60}Co	3.25×10^{-2}	1.0×10^{1}	Zoning
^{51}Cr	9.29×10^{-3}	1.0×10^{3}	Hospital + Zoning
^{137}Cs	2.60×10^{-3}	1.0×10^{1}	Zoning
^{152}Eu	8.16×10^{-4}	1.0×10^{1}	Zoning
^{131}I	1.31×10^{-1}	1.0×10^{2}	Hospital + (Zoning)
^{111}In	2.41×10^{-3}	1.0×10^{2}	Hospital
^{192}Ir	2.72×10^{-4}	1.0×10^{1}	Zoning
^{140}La	4.45×10^{-3}	1.0×10^{1}	Zoning
^{95}Nb	2.97×10^{-3}	1.0×10^{1}	Zoning
^{103}Ru	7.19×10^{-4}	1.0×10^{2}	Zoning
^{106}Ru	3.62×10^{-3}	1.0×10^{2}	Zoning
^{125}Sb	2.69×10^{-3}	1.0×10^{2}	Zoning
^{99m}Tc	1.59	1.0×10^{2}	Hospital + (Zoning)
^{201}Tl	2.93×10^{-2}	1.0×10^{2}	Hospital + Zoning
^{65}Zn	2.22×10^{-3}	1.0×10^{1}	Zoning
^{95}Zr	1.52×10^{-3}	1.0×10^{1}	Zoning

Table 2: Comparison between activity concentration measured on sludge of water purification plant collecting the effluents from the zoning of Fleurus and exemption levels.

The same results were obtained in the four other water purification plants involved in the study. The detection of ^{99m}Tc was systematic at concentrations varying in the range of ~10^{5}-10^{6} Bq.m^{-3}, probably depending on the number and the importance of the nuclear medicine departments located in the area linked to the plant (**figure 4**). In each case, the profile shows the five days of the week, with decreasing activity during the night, and no more releases during the two days of the week-end.

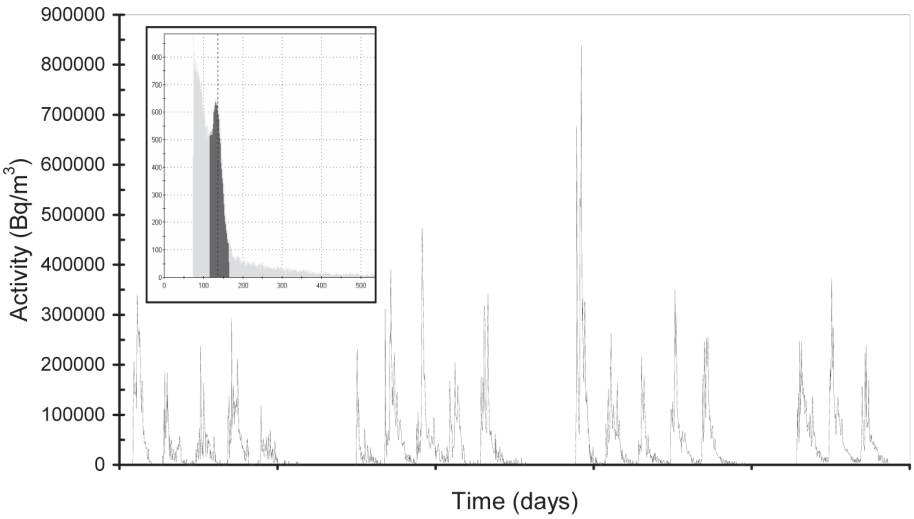


Figure 4: Example of typical ^{99m}Tc activity profile in Belgian water purification plant

As a check, the activity values of ^{99m}Tc measured with the ERMS-W probe were compared to the values obtained by gamma spectrometry in low level laboratory on three sewage samples. Considering the absolute uncertainty (2σ), the comparison demonstrates the accurate quantification by ERMS probe (**table 3**).

Probe activity [Bq×l^{-1}]	***Abs. Uncert. 2□ [Bq×l^{-1}]***	**Sample activity [Bq×l^{-1}]**	***Abs. Uncert. 2□ [Bq×l^{-1}]***
4.30×10^{1}	*3.04*	4.12×10^{1}	*3.39*
7.82×10^{1}	*2.27*	9.74×10^{1}	*4.30*
1.21×10^{2}	*3.88*	1.15×10^{2}	*6.30*

Table 3: Comparison between ^{99m}Tc activities measured by the ERMS probe and in laboratory

Radioiodine is more rarely detected. Despite the difficulty to discriminate ^{131}I from ^{214}Pb, the assessed concentration is in the range of 10^4 to 10^5 Bq.m^{-3}.

Two water purification plants showed additional feature: ß+ emitters were also detected (**figure 5**). These plants are collecting effluents from university hospitals where such emitter is used in PET applications for diagnosis. In one plant the detection was systematic while in the other plant it was more sporadic. The measured activities were varying from 10^3 to 10^5 Bq.m^{-3} (up to 10^6). As aforementioned the concentrations levels are lower due to rapid decay of such position emitter (110 minutes for F-18).

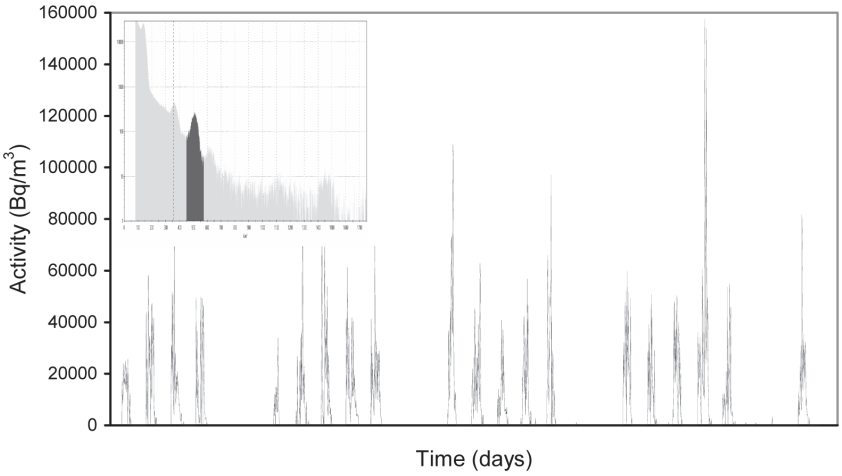
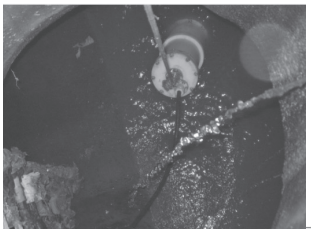


Figure 5: Example of ß$^+$ emitter activity profile in Belgian water purification plant

The sludge samples show the presence of additional isotopes representative of nuclear medicine departments other than those detected in the sewage (**table 4**). Again the measured levels are not worrying.

Isotope	**Average activity Bq/g**	**Exemption levels Bq/g**	**Likely origin**
^{67}Ga	2.96×10^{-2}	—	Hospitals
^{131}I	8.19×10^{-2}	1.0×10^{2}	Hospitals
^{137}Cs	3.65×10^{-4}	1.0×10^{1}	Fallout
^{111}In	4.73×10^{-4}	1.0×10^{2}	Hospitals
^{201}Tl	3.23×10^{-2}	1.0×10^{2}	Hospitals
^{99m}Tc	2.28	1.0×10^{2}	Hospitals

Table 5: Comparison between activity concentration measured on sludge of water purification plant and exemption levels.



Similar measurements were performed in March 2007 in sewage collector in Bucharest (Romania) close to nuclear medicine departments. The small water depth (about 20 cm) and the presence of sediments (about 10 cm) hampered the accurate quantification of activity levels (**figure 6**). Nevertheless, ^{99m}Tc and ^{131}I were clearly identified at an assessed concentration of 10^3 Bq.m^{-3}.

Figure 6: Sewage collector of hospitals effluents in Bucharest

Conclusion

Artificial radioactivity is clearly measured in the sewage at the entrance of water purification plants and the signature of hospitals is clearly identified. Radionuclides such as ^{99m}Tc are daily measured at concentration levels in the range of 10^2 to 10^3 Bq.l^{-1}. Radioiodine as well as ß$^+$ emitters in specific cases are also detected at concentration of 10^1 to 10^2 Bq.l^{-1}. However, these levels are not harmful. The dose to workers is not significant: about two times the background for a man immersed in a mix of ^{99m}Tc and ^{131}I at concentration of 1 MBq.m^{-3}. Nevertheless, considering the zero release policy and the commitment of the States to assess these releases towards the environment, the results of this study definitely demonstrate the need to implement appropriate radiological monitoring equipment. They allow to survey and quantify the radioactive releases with the final aim of not only to prevent any increase of those ones but to reduce them by improving the practice. This study also shows that remote and continuous monitoring is of importance beyond the common scope of nuclear industries: nuclear medicine, NORM industries, drinking water supply and food industry.
Equipment is available and suitable for this type of monitoring in aggressive medium such as water purification plant. The measurements performed with the ERMS probe allowed the accurate quantification of most used nuclear medicine isotopes without encountering technical default during more than 12 months of operation.

Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, nr 1, 2009

HET TOEZICHTPROGRAMMA VAN DE MOLSE NETE

Paul Gielen, Sandra Vanarwegen
Belgoprocess, Gravenstraat 73, B-2480 Dessel

1. Historiek en herkomst van de lozingen naar de Molse Nete

Sedert 1956 worden er al radioactieve effluenten geloosd via een 10 km ondergrondse pijpleiding in de Molse Nete. Bij aanvang is het geloosde afvalwater beperkt en is voornamelijk afkomstig van de activiteiten van het SCK.
Geleidelijk aan evolueerden de activiteiten van het SCK met de indienstname van belangrijke nucleaire installaties zoals de reactoren BR1, BR2, BR3 en laboratoria.
Vanaf 1960 ontstonden ook afvalwaters van andere nucleaire bedrijven in de regio die, na zuivering, via dezelfde leiding afgevoerd werden in de Molse Nete. Namelijk afvalwaters van het Centraal Bureau voor Nucleaire Metingen (CBNM, het huidige Instituut voor Referentie Materialen en Metingen IRMM) en van Belgoprocess. Tijdens de operationele werking van Eurochemic van 1966 tot 1974 werd het vloeibaar afval van de opwerkingsinstallatie gezuiverd in de afvalwaterzuiveringsinstallatie van het SCK alvorens te lozen in de Molse Nete. Ook de installatie Pamela voor het verglazen van hoog radioactief afval gaf aanleiding tot een hoeveelheid radioactief vloeibaar afval (1985 – 1991).
Vanaf de jaren 1990 begint het volume vloeibaar afval sterk af te nemen. Dit komt voornamelijk door het beëindigen van een aantal werkzaamheden en door een betere scheiding van het mogelijk besmet bedrijfsafvalwater en het huishoudelijk afvalwater.
De evolutie van het jaarlijks te behandelen volume afvalwater sinds 1965 wordt geïllustreerd in volgende figuur.

Figuur 1: Evolutie van het volume geloosd afvalwater

In 2007 loosde Belgoprocess in totaal 24.511 m³ gezuiverd afvalwater in de Molse Nete. Dit stemt overeen met slechts 20 % van de vergunde waarde (120.000 m³/jaar). De geloosde hoeveelheid vloeibaar effluenten blijft sedert 2000 min of meer constant (± 25.000 m³ of 21 % van de vergunde waarde).

Van het geloosde vloeibaar afval is Belgoprocess de hoofdleverancier (voor 89,7 %). Het SCK leverde in 2007 2.517 m³ te behandelen vloeistoffen (9,9 %). De resterende hoeveelheid (0,4 %) is afkomstig van BN, het IRMM en het IRE.

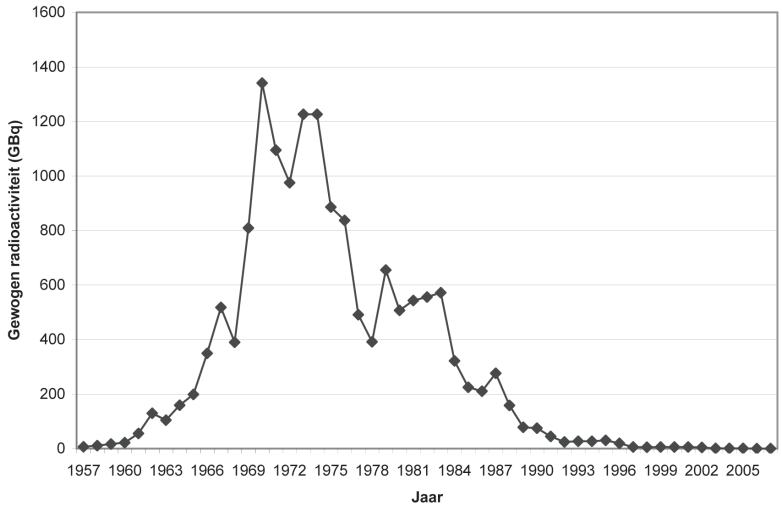
Op het gebied van de radiologische lozingen is er eveneens een zeer gunstige evolutie. In de periode 1970-1974 bereikten de lozingen een maximum (tot ongeveer 60 % van de lozingslimiet).

Vanaf 1975 is er een geleidelijke afname van de geloosde radioactiviteit. Deze vermindering is vooral te wijten aan de stopzetting van een aantal installaties die vloeibaar afval produceerden zoals de opwerkingsfabriek Eurochemic.

Vanaf 1990 wordt het ALARA principe strikt toegepast waardoor zowel het geloosde volume als de geloosde radioactiviteit tot een minimum gereduceerd werden.

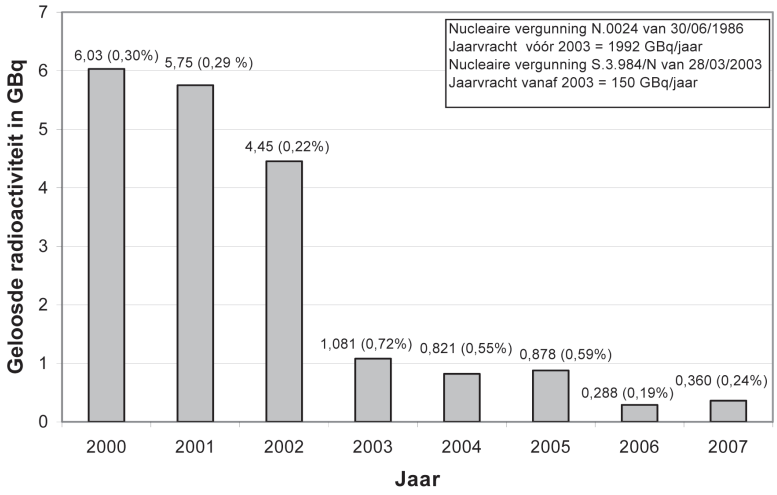
De geloosde radioactiviteit overschreed op geen enkel moment de limieten die in de lozingsvergunning zijn opgenomen.

In onderstaande figuur wordt de gewogen jaarlijks geloosde radioactiviteit weergegeven als percentage van de lozingslimiet.



Figuur 2: Gewogen geloosde radioactiviteit als percentage van de lozingslimiet

De totaal geloosde gewogen hoeveelheid radioactiviteit in 2007 is nog 0,360 GBq of slechts 0,24 % van de vergunde waarde (150 GBq/jaar). Een overzicht van de geloosde gewogen hoeveelheid radioactiviteit voor de jaren 2000-2007 is weergegeven in figuur 3.



Figuur 3: Overzicht van de geloosde gewogen radioactiviteit voor de jaren 2000-2007

2. Vergunningskader

Een eerste vergunning voor de lozing van radioactieve afvalwaters in de Molse Nete werd door de Bestendige Deputatie van de provincie Antwerpen aan het SCK verleend in 1956. Rekening houdend met het KB van 28 februari 1963 werd deze vergunning in 1967 gewijzigd en werd een formule voor het bepalen van de gewogen totale activiteit toegevoegd (tabel 1).
In 1986 kreeg het SCK een nieuwe exploitatievergunning en werd de formule aangepast (KB Nr. N.0024 van 30/06/1986).
Op 1 maart 1989 werd de lozingsvergunning overgedragen van het SCK naar Belgoprocess.
In 2003 werd de vergunning van site 2 van Belgoprocess herzien met inbegrip van de lozing van vloeibaar afval (KB Nr. S.3.984/N van 28/03/2003).

	1956	1967	1986	2003
Weegfactor ^{90}Sr		30	7,5	0,4
Weegfactor ^{3}H		0,001	0,001	0,000025
Weegfactor ^{131}I		3	3	-
Weegfactor globale β-activiteit		1	1	0,1[(a)]
Weegfactor ^{226}Ra		300	300	-
Globale α-activiteit		5	5	2.5
Weegfactor ^{60}Co		-	-	1
Weegfactor $^{134+137}$Cs		-	-	1.5
Limiet gewogen maandelijkse som	9 GBq	166 GBq	166 GBq	25 GBq
Limiet gewogen jaarlijkse som	106 GBq	1992 GBq	1992 GBq	150 GBq

[(a)]weegfactor voor de globale beta-activiteit na aftrek van de ^{60}Co, de ^{134}Cs, de ^{137}Cs, de ^{90}Sr en de ^{3}H activiteit, die een eigen weegfactor hebben.

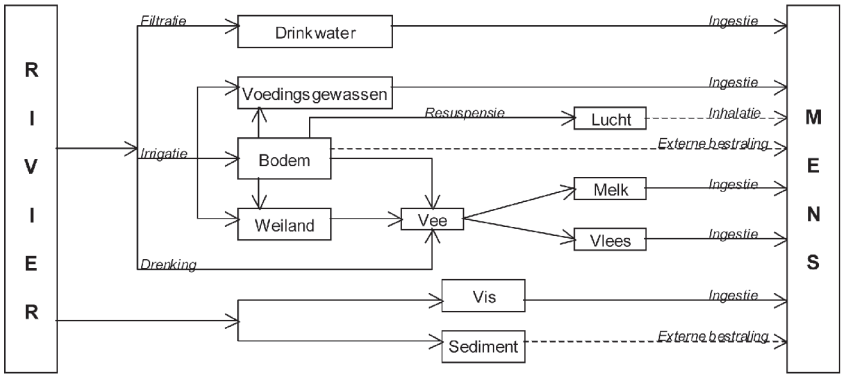
Tabel 1:Evolutie van weegfactoren en lozingslimieten van geloosde gewogen radioactiviteit in lozingsvergunning

Naast de federale lozingsvergunning beschikt Belgoprocess ook over een gewestelijke lozingsvergunning afgeleverd door de Bestendige Deputatie van de Provincie Antwerpen voor de niet-radioactieve aspecten van de lozing van bedrijfsafvalwaters (lozingsvergunning HE 6/215.0/0057/0 van 21/12/1990 met wijziging van 14/12/1995).

Het vloeibaar bedrijfsafvalwater van Belgoprocess wordt eerst gecontroleerd vóór het in de Molse Nete wordt geloosd. Vooraleer het bedrijfsafvalwater site 2 van Belgoprocess verlaat worden radiologische en fysico-chemische controles uitgevoerd op het behandeld effluent in de Netekuipen (schepstalen).
Na goedkeuring wordt het bedrijfsafvalwater geloosd en automatisch bemonsterd d.m.v een 24-uur debietsproportioneel staalnamesysteem in het meetstation van Belgoprocess te Mol-Ezaart (dagstalen). Van deze dagstalen worden proportionele week- en maandstalen samengesteld. Op deze proportionele stalen worden diverse analyses uitgevoerd door het intern controlelabo van Belgoprocess. Radiologische wordt een alfa-totaal, een beta-totaal, een H-3 bepaling en een Sr-90/Y-90 bepaling uitgevoerd. Op de maandstalen wordt via spectrometrie de isotopische samenstelling bepaald van het geloosd afvalwater. De uit te voeren fysico-chemische analyses zijn de bepaling van pH, zwevende stoffen, bezinkbare stoffen, geleidbaarheid, biochemisch en chemisch zuurstofverbruik, ionenchromatografie (fluorides, chlorides, nitraat, nitriet, fosfaat en sulfaat) en metaalanalyses (ICP). De parameters, opgenomen in beide vergunningen, worden volgens een bepaalde frequentie gemeten. De resultaten van de uitgevoerde analyses worden maandelijks gemeld aan de bevoegde overheden.

3. Dosisimpact van de actuele lozingen

Sedert 1956 wordt er radioactief afvalwater geloosd in de Molse Nete. Deze lozingen kunnen leiden tot een stralingsbelasting voor de mens via de voedselketen o.a. door ingestie van vissen en het gebruik van rivierwater voor drinkwater, irrigatie en het drenken van vee. Andere mogelijke blootstellingswegen zijn inhalatie van stof (door resuspensie van bodemdeeltjes) en externe bestraling.
De mogelijke blootstellingswegen ten gevolge van de lozingen in de Molse Nete zijn weergegeven in figuur 4.



Figuur 4: Mogelijke blootstellingswegen ten gevolge van lozingen in rivier

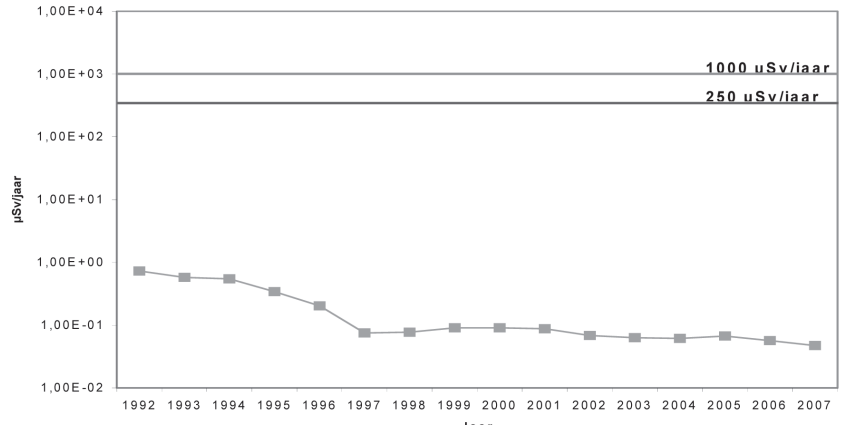
De berekening van de dosisimpact op de mens gebeurt met behulp van een conservatief rekenmodel dat door NRPB (National Radiological Protection Board) in 1991 werd uitgewerkt voor een gemiddelde oeverbewoner (= een fictieve persoon in de omgeving van de Molse Nete). Deze oeverbewoner wordt via 22 blootstellingswegen (19 ervan hebben te maken met inwendige besmetting via inhalatie van besmette stofdeeltjes of ingestie van voedsel dat mogelijk in aanraking gekomen is met het afvalwater; de overige 3 met rechtstreekse straling van het afvalwater of het slib) blootgesteld aan radioactiviteit van het geloosde afvalwater. Zo geldt voor deze gemiddelde oeverbewoner dat hij per jaar 50 uur op de oever vertoeft, 10 uur in de Nete zwemt, 300 uur op de grond vertoeft waarop uitgebaggerd slib als meststof werd gebruikt en 10 % van zijn voeding betrekt uit planten en dieren uit de onmiddellijke omgeving van de Nete.

Als we de dosis berekenen die deze persoon in 2007 opliep ten gevolge van de lozingen van hetzelfde jaar bekomen we een dosis van 0,047 µSv.

Een deel van de activiteit die in de loop van vorig jaar werd opgenomen door de gemiddelde oeverbewoner werd reeds via natuurlijke weg uitgescheiden. Een ander deel van de opgenomen activiteit zal echter nog in het lichaam aanwezig zijn en dus ook de volgende jaren nog dosis veroorzaken. De activiteit die in het lichaam aanwezig is, zal in de loop van de volgende jaren langzaam verminderen. Daarnaast zal de gemiddelde oeverbewoner ook de volgende jaren nog activiteit kunnen opnemen die in 2007 geloosd werd. Als men rekening houdt

met vorige effecten kan de dosis berekend worden die deze gemiddelde oeverbewoner oploopt in de loop van de volgende 50 jaar ten gevolge van de lozing in 2007. Deze zogenaamde volgdosis bedraagt 0,085 µSv. Deze dosissen zijn onbeduidend laag in vergelijking met de wettelijke dosislimiet die een persoon van het publiek mag oplopen ten gevolge van exploitatie van een nucleaire installatie van 1000 µSv (of 1 mSv) op jaarbasis en een dosisbeperking van 250 µSv/jaar (of 0,25 mSv/jaar), specifiek voor deze praktijk.

Onderstaande figuur geeft de evolutie van de dosissen weer van de lozingen van vloeibare effluenten in de Molse Nete.



Figuur 5: Evolutie van de dosisimpact op de mens (op de gemiddelde oeverbewoner) van de lozing van vloeibare effluenten door Belgoprocess in de Molse Nete

4. Toezichtsprogramma

Naast de controle van de vloeibare lozingen heeft Belgoprocess een omgevingstoezichtsprogramma uitgewerkt voor het toezicht op de radioactiviteit in de omgeving van de Molse Nete. In dit toezichtsprogramma is de controle van het water en van het slib van de Molse Nete voorzien; eveneens is een controle van de omgevingsstraling in de omgeving van de Molse Nete opgenomen:

4.1 Controle van het water van de Molse Nete

De Molse Nete wordt op twee plaatsen telkens gedurende een periode van 14 dagen continu bemonsterd door automatische bemonsteringstoestellen, namelijk:

- vóór het lozingspunt van Belgoprocess (Borgerhoutsedijk);
- na het lozingspunt van Belgoprocess (Kievermont).

Om de twee weken wordt hierop de totale α-activiteit, totale β-activiteit, alsook de ^{3}H-activiteit gemeten. ^{226}Ra en ^{90}Sr worden 6-wekelijks gemeten op een samengesteld monster over 3 opeenvolgende periodes. Alle analyses gebeuren op het filtraat.

Driemaandelijks worden er in de Molse Nete - vóór het lozingspunt van Belgoprocess (Borgerhoutsedijk) en na het lozingspunt van Belgoprocess (Kievermont) - schepstalen genomen voor de bepaling van radiologische en chemische parameters.

Tweemaal per jaar (zijnde in het voorjaar en in het najaar) wordt op drie plaatsen in de Molse Nete een schepstaal genomen. Op deze halfjaarlijkse schepstalen worden de α- en β-activiteit bepaald, evenals chemische parameters en de biotische index. De stalen worden genomen op volgende drie meetpunten in de Molse Nete :

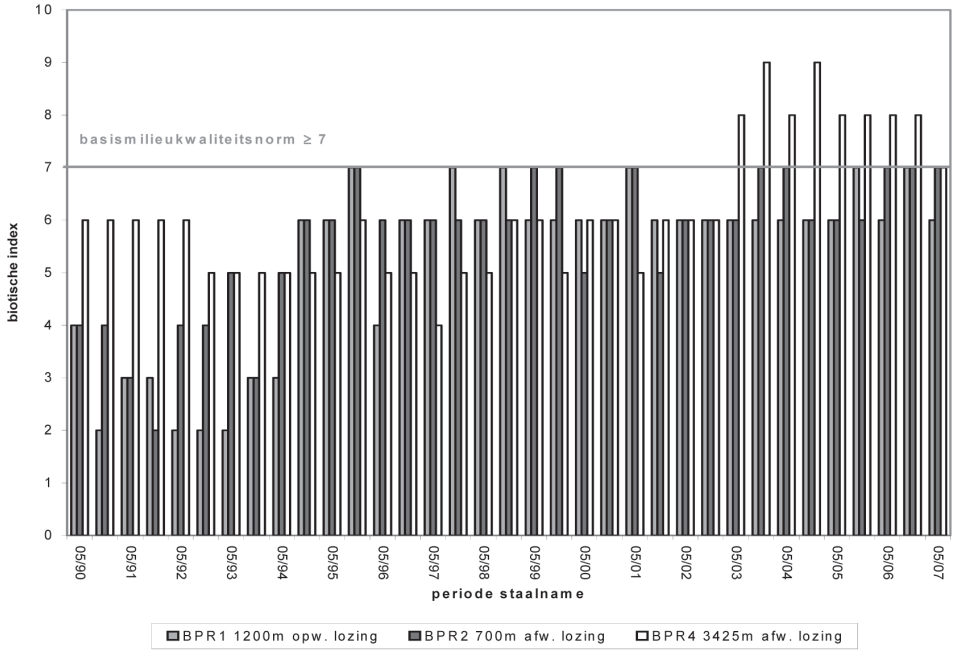
- BPR1: 1.200 m stroomopwaarts het lozingspunt van Belgoprocess-Mol (Weverstraat);

- BPR2: 700 m stroomafwaarts het lozingspunt van Belgoprocess-Geel (Molse weg);

- BPR4: 3.425 m stroomafwaarts het lozingspunt van Belgoprocess-Geel (Kievermont).

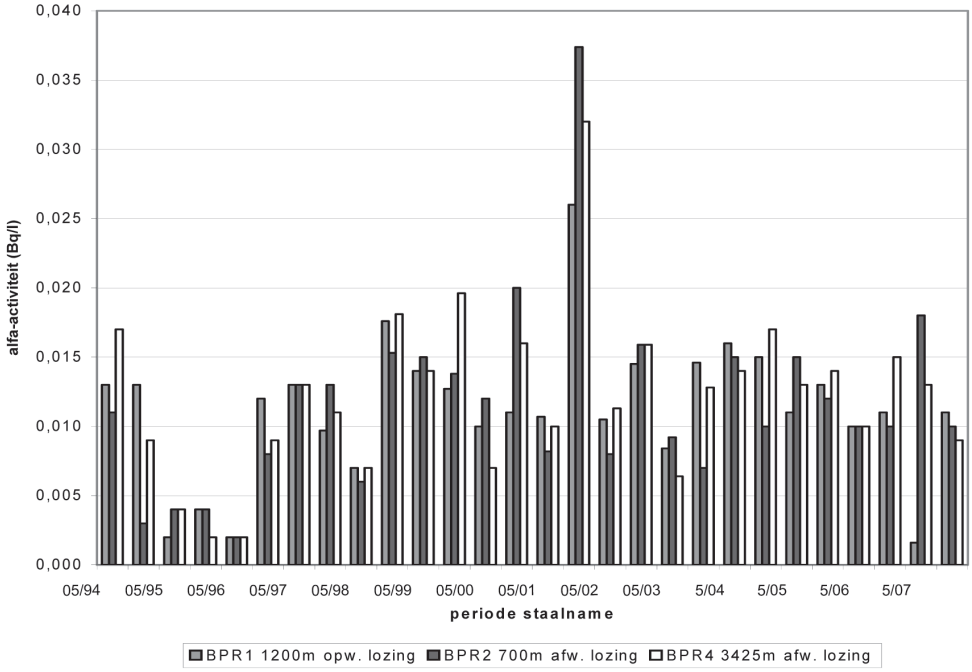
Een overzicht van de resultaten van de biotische index-bepaling door het Provinciaal Instituut voor Hygiëne (PIH) zijn weergegeven in figuur 6.

De reglementering (Vlarem II) vermeldt als basismilieukwaliteitsnorm voor de biotische index > of gelijk aan 7. Dit betekent dat de Molse Nete minstens een biotische index gelijk aan 7 moet halen. Hieruit blijkt dat de lozingen van Belgoprocess geen nadelige invloed hebben op de biologische kwaliteit van de Molse Nete.

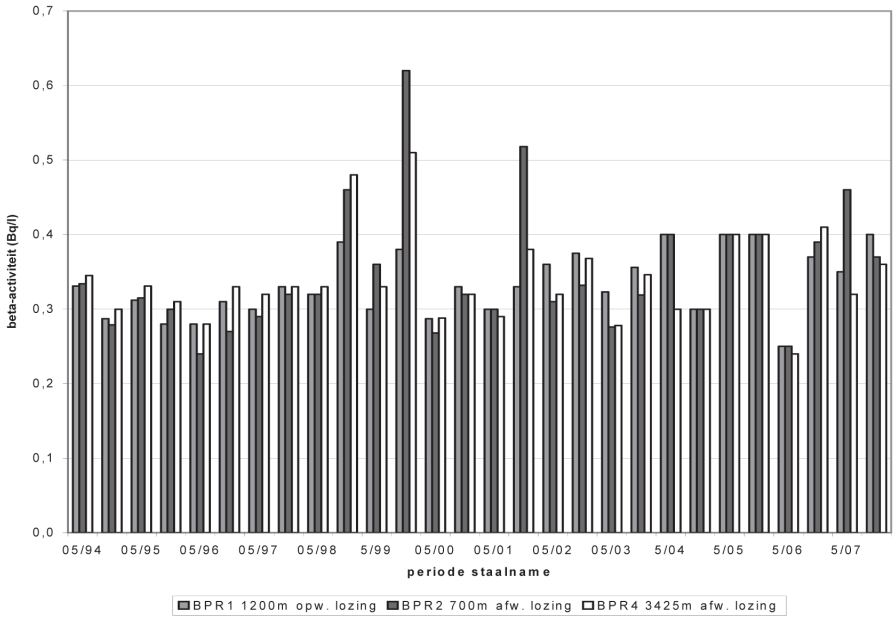


Figuur 6: Verloop van de biotische index van de Molse Nete

Figuren 7 en 8 geven het verloop van de α- en de β-activiteit in de halfjaarlijkse schepstalen van de Molse Nete.



Figuur 7: Verloop van de α-activiteit van de schepstalen van de Molse Nete (halfjaarlijks BBI)



Figuur 8: Verloop van de ß-activiteit van de schepstalen van de Molse Nete (halfjaarlijks BBI)

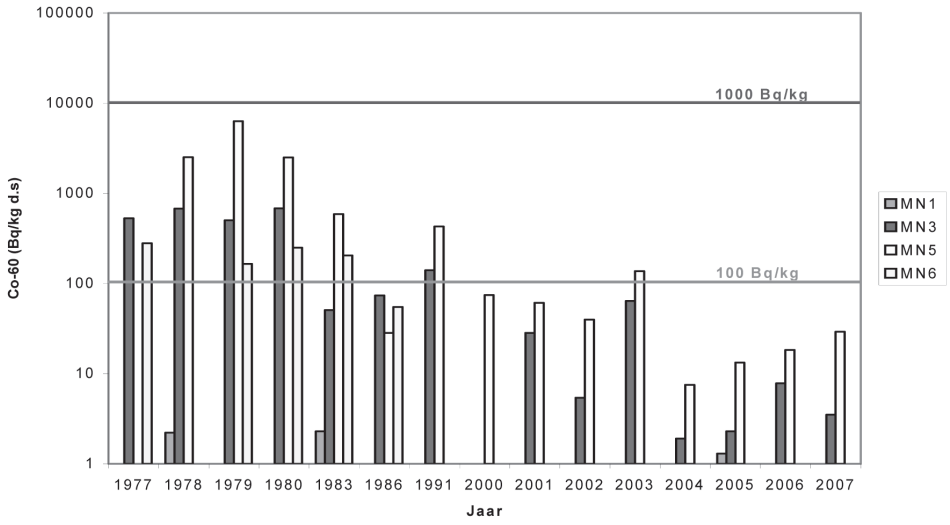
Er is geen beduidende verhoging van de activiteitsniveaus waarneembaar stroomafwaarts van het lozingspunt.

4.2 Analyse van het slib van de Molse Nete

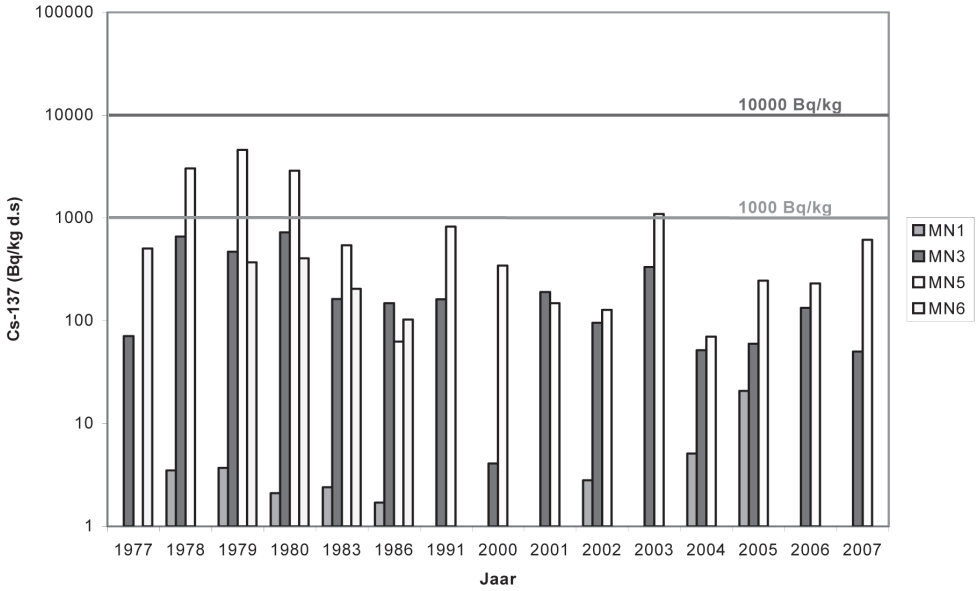
Jaarlijks worden op 4 verschillende plaatsen slibstalen genomen uit de bedding van de Molse Nete, waarop de radioactiviteitsconcentratie (α- en γ-spectrometrie) gemeten wordt.
De staalnameposities zijn:

- MN1: 2,2 km opwaarts lozingspunt Belgoprocess
- MN3: 0,9 km afwaarts lozingspunt Belgoprocess
- MN5: 3,7 km afwaarts lozingspunt Belgoprocess
- MN6: 5,3 km afwaarts lozingspunt Belgoprocess

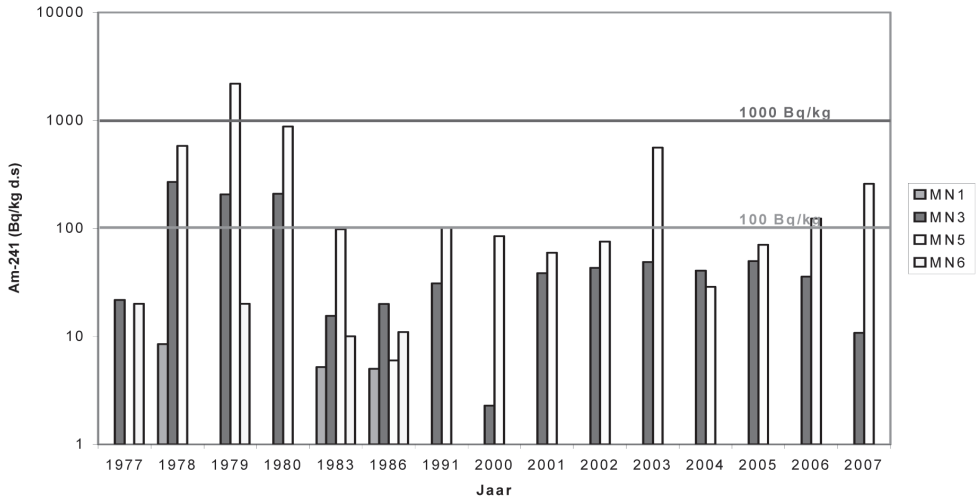
De analyseresultaten van de gemeten activiteit in de loop van de jaren voor de radio-elementen Co-60, Cs-137 en Am-241 worden weergegeven in onderstaande figuren (figuren 9, 10 en 11).
De bovenste referentielijn is het vrijstellingsniveau, de onderste het vrijgaveniveau, telkens in Bq/kg.



Figuur 9: Evolutie van de Co-60 resultaten van de slibstalen van de Molse Nete



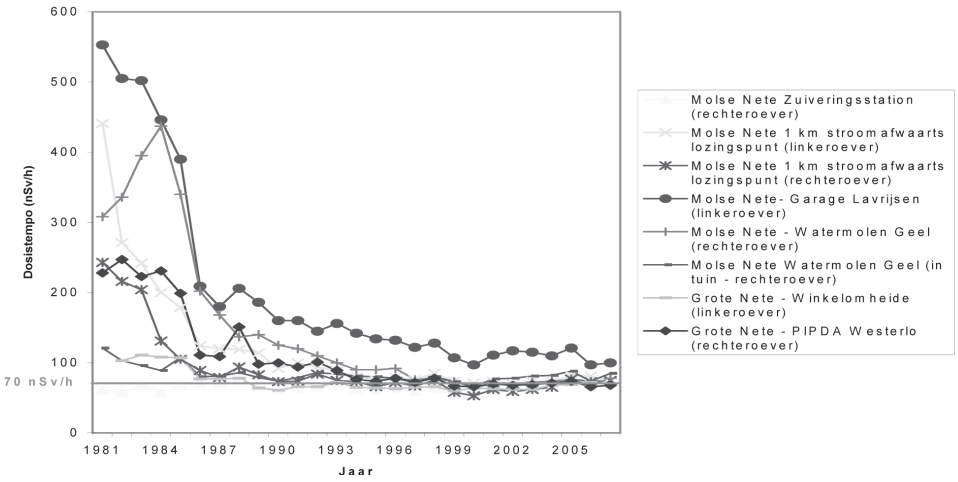
Figuur 10: Evolutie van de Cs-137 resultaten van de slibstalen van de Molse Nete



Figuur 11: Evolutie van de Am-241 resultaten van de slibstalen van de Molse Nete

4.3 Controle van de omgevingsstraling van de Molse Nete

De omgevingsstraling in de omgeving van de Molse Nete wordt bepaald met behulp van thermoluminescente dosimeters (TLD's).
Vanaf 1981 tot 1996 waren er 8 TLD's opgesteld langs de oever van de Molse Nete. In 1997 werden er 4 extra TLD's bijgeplaatst op de linkeroever van de Molse Nete na het lozingspunt van Belgoprocess. In totaal zijn er dus 12 dosimeters langs de oevers van de Molse Nete geplaatst.
De TLD's worden elk trimester gewisseld om uitgelezen te worden door het SCK. Tevens is er op elke plaats een jaardosimeter voorzien.
De resultaten voor de 8 jaardosimeters in de omgeving van de Molse Nete voor de periode 1981-2007 zijn grafisch weergegeven in figuur 12.



Figuur 12: Evolutie van de dosistempi langs de Molse Nete van 8 TLD's (1981 – 2007)

In 2007 benaderen de waarden de gegevens van de voorgaande jaren. De hoogste gemeten dosissen liggen tot maximaal een factor 2 boven het achtergrondniveau (70 nSv/h).

5. Globale dosisimpact

Voor de berekening van de globale dosisimpact baseren wij ons op een studie van het SCK uitgevoerd in 2004. De berekeningen in dit SCK model zijn gebaseerd op resultaten van historische lozingen van 1956 tot en met 2002. Er wordt verondersteld dat de lozingen in de Molse Nete voortgezet worden tot 2052. Voor de berekeningen van de periode 2002-2052 gebruikt men de gemiddelde lozingshoeveelheden van de periode 1997 tot 2002.
De dosis van een oeverbewoner van de Molse Nete t.g.v lozingen in de Molse Nete bedraagt 4,1 µSv/jaar voor het jaar 2002 en 5 µSv/jaar voor het jaar 2052.
Om een vergelijking met de resultaten van de NRPB studie (1991) mogelijk te maken werd de radiologische impact ook berekend voor het jaar 1990. In de NRPB studie werd een dosis van 13 µSv/jaar bekomen voor een gemiddelde individu van de lokale bevolking. Berekeningen met het SCK model leiden tot een dosis van 88 µSv/jaar. Indien men de NRPB parameters toepast in het SCK model, dan bekomen we een dosis van 12 µSv/jaar voor het jaar 1990. De verschillen in dosis zijn voornamelijk te wijten aan de verschillen in leefgewoonten van de beschouwde groep blootgestelde mensen. De parameters, die gebruikt werden voor de berekening van de

dosis in het SCK model, zijn bijgevolg zeer conservatief.
Vermits de huidige lozingen minder zijn dan de gemiddelde lozingshoeveelheden van de periode 1997 tot 2002 is de huidige totale dosisimpact ook kleiner dan 5 µSv/jaar.
De triviale dosis bedraagt 10 µSv/jaar (of 1/100 van de dosislimiet voor de bevolking).

6. Conclusies

De radiologische impact van de huidige lozingen in de Molse Nete is onbeduidend (<< 1 µSv/jaar).
De radiologische impact van de historische lozingen is weliswaar gering maar meetbaar. Ten gevolge van de historische lozingen vindt men een meetbare besmetting in het slib en op de oevers van de Molse Nete (ordegrootte vrijgavelimieten/vrijstellingsniveaus).
Eveneens constateert men een meetbare verhoging van de dosistempi t.o.v de natuurlijke achtergrondwaarde langs de oevers van de Molse Nete (de maximale dosis bedraagt tweemaal de achtergrondwaarde).
Er is een uitgebreid toezichtsprogramma ter opvolging.
We kunnen besluiten dat de dosisimpact van de historische lozingen inclusief de voortzetting van de huidige lozingen zeer beperkt is (< 5 µSv/jaar) en kleiner is dan de triviale dosis (10 µSv/jaar).
Elke (saneringsactie die eventueel overwogen wordt, dient gebaseerd te zijn op een dosisimpactevaluatie.

7. Referenties

- Lieve Sweeck, Theo Zeevaert, Hans Vanmarcke, Mark Loos, Alain Sohier, Fernand Vermeersch, juni 2004. Impactstudie van de radioactieve effluenten van Belgoprocess: huidige situatie en alternatieven. R-3921.
- G Lawson, C A Attwood, J R Simmonds and C A Fayers, december 1991. Assesment of the Radiological Impact of Radioactive Liquid Waste Discharges to the Molse Nete River. NRPB-M330.
- Sandra Vanarwegen, juni 2008. Milieujaarverslag Belgoprocess 2007. Ref. VEM/2008-03690.

Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.34, n°1, 2009
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, n°1, 2009

THE APPLICATION OF RADON MEASUREMENTS IN THE RADON ACTION PLAN IN BELGIUM

Boris Dehandschutter, Etienne Noel, Stéphane Pépin, André Poffijn, Michel Sonck

Federal Agency for Nuclear Control, Ravensteinstraat 36, B-1000 Brussels, Belgium

Corresponding author: boris.dehandschutter@fanc.fgov.be

Abstract

Radon is responsible for more than thirty percent of the radiation exposure of the Belgian population. In order to reduce the contribution of radon to the total exposure, in accordance to national and international recommendations and directives, the Federal Agency for Nuclear Control (FANC) has developed a radon action plan. The objectives of the action plan are to avoid high indoor radon concentrations by prevention on the long term and to reduce the high existing exposure situations in public buildings and workplaces as well as in private dwellings. Essential in the radon action plan are measurement campaigns leading to interventions in high exposure situations (through mitigation) and to optimised dose reduction by prevention in new buildings (through mapping and building regulation). Indoor radon measurements, both passive and active long-term, continuous and punctual measurements are carried out on the territory, focussing on radon prone areas and potential risk zones to track down the buildings with high radon levels. Measurements in unmitigated houses are used for mapping the radon hazard and to determine the radon prone areas. Soil gas measurements are carried out within the radon prone areas to optimise the radon hazard maps and to assess the potential radon hazard in building extension zones on the scale of municipalities. A GIS system allows detailed analysis of the various data-sets, and is used as a tool for focussed actions such as interventions, detailed measurement or information campaigns and public awareness activities. The different measurements serve different goals, and the comparison and combination of the information increases the efficiency of the approach of the radon problem. Indoor measurements are used to assess the radon exposure of the population in different areas and to define, justify and evaluate radon reducing activities in the concerned regions. Mapping based on soil gas measurements is used for preventive actions for new buildings, and hazard maps on a municipality scale are constructed based on a combination of radon information (indoor and soil gas), and information on the subsurface (permeability, lithology, topography and rock structure). The current paper discusses the use of radon measurements in the Belgian radon action plan.

1. Introduction

For the general population, radon is usually the most prevailing source of radiation exposure in the indoor environment (ICRP 60, 1990). The link between radon and lung cancer has been recognised since long, based on miner cohort epidemiological studies (BEIR IV, 1988; BEIR VI, 1998; UNSCEAR 2000). More recent case-control studies highlight the linear no-threshold relation between lung cancer risk and indoor radon-concentration in dwellings (Darby et al., 2005). Positive correlations are statistically proven down to a dose level of about 3 mSv/y (150 Bq/m³). Several international recommendations (90/143/Euratom, 1990; ICRP65, 1994; ICRP103, 2007), directives (96/29/Euratom) and guidelines (RP88 (1997), IAEA (1996), WHO) have stressed the need for national regulatory control on residential and occupational radon exposure. In order to efficiently manage the radon exposure, most European countries have adopted a radon action plan, setting out the criteria, strategies and practical aspects of radon controlling activities. The Belgian radiation protection regulation (ARBIS, 2001) foresees the control of radon exposure in workplaces and in dwellings in radon prone areas. Carrying out and managing radon measurements of different types are essential for guiding and evaluating radon controlling activities. The current paper discusses the use of radon measurements in the Belgian radon action plan.

2. The Belgian radon action plan

In Belgium, the exposure of the general public to sources of ionising radiation leads to an annual dose of 4.5 mSv on average. From this, about 30% (1.3 mSv) originates from radon exposure. The highest proportion (about 1.8 mSv) results from medical exposure. There exist strong regional variations in the average exposure to radon, caused by sub-surface variations in the potential source-term (Ra-content of the rock/soil and rock/soil permeability). Limiting exposure to radon can substantially reduce the overall exposure of the population to sources of ionizing radiation, and requires a coherent and diversified regulatory approach (Poffijn et al., 1996). Therefore, the Belgian Agency for Nuclear Control, responsible for the regulatory control of the exposure to radiation sources, has adopted a radon action plan, setting out the objectives (tracking down of the high exposure situations through mitigation and reducing collective dose through

building prevention), tools (mapping of radon prone areas, increasing public awareness, schooling of building professionals, coordination of mapping campaigns) and resources for the radon activities.

The Belgian action plan fixes the action level at 400 Bq/m³. The action level is defined as the ground floor radon activity concentration above which it is strongly recommended to apply radon reducing measures. The action level is an operational screening quantity which is related to the more general reference level (the dose which may only be exceeded in exceptional cases). Actually, a reference level of 3 mSv per year is proposed, and all new buildings should be below the reference level. The reference level is close to the 'design level' of 200 Bq/m³, proposed by the EU to be the level not to be exceeded for new buildings (90/143/Euratom). The upper value (above which it is always justified to apply reducing measures) in the optimisation process is proposed to be 20 mSv/y. This upper value corresponds, for dwellings, to 800 Bq/m³. Above this value, remediation should always take place. For workplaces, the reference level of 3 mSv/y corresponds to the dose level defined in Article 20 of the national radiation protection regulation (ARBIS, 2001), and corresponds to a radon exposure of 800 kBqh/m³. For normal occupancy (2000h/y), this corresponds to 400 Bq/m³. The lower limit of the optimisation process, below which radon-reducing measures are no longer justified, is fixed at 1 mSv/y.

3. Radon measurements

In the overall management of the radon action plan, radon measurements play a crucial role. Not only is all background information to assess radon exposure based on radon measurements, they are also used to assess progress in terms of exposure reduction (mitigation), organise public awareness and local campaigns and update radon hazard cartography.

3.1. Indoor measurements

Indoor radon measurements are carried out in order to assess the dose received by the population due to radon exposure. Public exposure is assessed through domestic radon measurements and occupational exposure through measurements of radon in workplaces and places accessible to the public. Different types of measurements serve different goals. Long-term

passive measurements of indoor radon reflect the annual average radon concentration. Continuous radon monitoring assesses the radon exposure in situations of limited and controllable exposures (workplaces), and punctual radon measurements serve to evaluate remedial actions.

3.1.1. Passive detectors

Most often solid state nuclear track detectors in closed diffusion chambers are employed for long-term measurements of radon (^{222}Rn) and thoron (^{220}Rn) gas activity concentrations (Vanmarcke et al., 1989; Meesen et al., 1995). The diffusion chamber prevents the radon progeny to reach the detector, and only the radon progeny formed inside the chamber contributes to the alpha tracks on the detector. As such, these detectors record the indoor average radon and thoron concentration during three months during the heating season. These types of detectors are used preferentially, as it has been shown that radon concentration is the best indicator for radon dose in the domestic environment (Vanmarcke et al., 1989). During the national radon measurement campaign, carried out between 1995 and 2000 and coordinated by FANC, about 10000 ground floor long-term measurements have been collected (Zhu, 2001).

Additionally, about 5000 short-term radon measurements have been collected by the ISIB (Tondeur and Gerardy, 1995), using activated charcoal canisters, exposed for periods of one week. The charcoal absorbs radon gas and traps the radon progeny, which is subsequently measured by gamma-spectrometry. Because the strong temporal variations of indoor radon do not allow to deduce annual average radon concentrations from short-term measurements, they are not used to assess the individual average annual indoor radon concentration. Short-term measurements can however be used for preliminary screening measurements, and for evaluating the effectiveness of radon reducing measures. Also, the geometric mean over geological units of the short-term measurements can be used to complement statistically areas with low long-term measurement coverage.

3.1.2. Active detectors

Different types of active radon monitors are used for diagnostics and evaluation of mitigation activities in buildings with high radon

concentrations. Scintillation counters and semiconductor detectors registering the radon concentration on a time-specific basis (generally hourly or 30 minutes cycles) allow to assess the radon concentration evolution in relation to specific activities such as ventilation or aeration. In specific circumstances, radon concentrations in workplaces can show strong daily and weekly variations due to occupancy and ventilation practices, and an evaluation of these variations can assess the actual exposure of the occupants. In the cases where long-term measurements indicated a possible radon problem in a school or a mechanically ventilated workplace, such a second assessment can be particularly useful.

3.2. Soil gas measurements

Radon activity concentration in the soil is measured at 80 cm depth using scintillation cells (Lucas cells). Samples are collected by the 'lost-tip' method, where a hollow steel probe blocked by a loose steel tip is introduced in the ground up to 80 cm. A steel rod subsequently pushes out the lost tip from the steel probe, creating a void in the ground where soil gas is extracted through a syringe (150 ml) and a filter. The soil gas is then sucked into a vacuum pump evacuated scintillation cell. A photomultiplier counts the scintillations produced when alpha particles strike the zinc sulfide coating on the inside of the cell. Counts are then converted to radon activity concentrations. By measuring different time intervals, both thoron (^{220}Rn) and radon (^{222}Rn) can be measured. A LUC-3C device has been used for sample analysis. Complementary to all radon measurements are soil-gas permeability measurements, made by a Radon-JOK permeameter. This device relates the time it takes to extract a volume of 2l soil gas from the same sample probe as the radon sample to the gas permeability of the soil.

4. Radon database

All the above-mentioned measurements are stored in a radon database. The uses of this database are multiple. Long-term ground floor measurements are used to derive statistics on the situation and the evolution of the exposure to radon of the population and serve to develop and update the radon cartography on different scales. Short-term and active measurements are used to follow-up the mitigation of high exposed buildings, and all

data are used for the coordination of upcoming information campaigns and organisation of control-campaigns for workplaces. The geo-coded data are kept in a geo-database which is currently being extended to a full relational database containing all necessary information on the building (or measurement point), including warning systems in case of exceeding the reference level or of a time limit for remedial action.

5. Radon mapping

Mapping of radon prone areas is a pre-requisite for an efficient control policy and forms an essential basis for the coordination of radon controlling activities in the national radon action plan, as set out in international recommendations (ICRP 65, 1994) and directives (96/29/Euratom, 1996).

Since 1985, several studies highlighted the radon distribution in Belgium, based on geographically representative measurements. A first study at the Ghent University analysed 73 long term indoor measurements on the national territory, showing the occurrence of higher indoor radon values in the regions underlain by metamorphic rocks of the Ardenne Massif, and regions with lower indoor radon values where the subsurface is composed of a thick sedimentary cover (Vanmarcke et al., 1988; Poffijn and Vanmarcke, 1990). These findings were confirmed by a study of 1700 dwellings in the Walloon region by ISIB (Tondeur and Gerardy, 1995; Tondeur et al., 1996). The Belgian national radon map is based on more than 10000 long-term ground-floor measurements of geographically selected houses collected during a national measurement campaign carried out in the period 1995-2000. The data resulted in a national radon map showing the percentage of buildings above the national action level within administrative boundaries (Zhu et al., 1998; Zhu, 2001). The national radon map is regularly updated, and contains currently about 10500 long-term indoor measurements (Table 1).

	N	Mean	GM	Median	Min	Max	SD	GSD
indoor	10447	69	59	52	6	4204	50,8	1,6

Table 1. Statistics of indoor measurements (in Bq/m³) in Belgium. N: number of measurements; GM: geometric mean; SD: standard deviation; GSD: geometric standard deviation.

Administrative units (counties) where more than 1% of the buildings are above the action level are categorized as radon prone areas (Regions 1 and 2 on Fig. 1), and units where more than 5% of the buildings exceed the action level are considered as high-risk areas (Region 2 on Fig. 1). Going into more detail, several risk classes are defined relative to the percentage of dwellings exceeding the action level on the scale of a municipality. Municipalities of radon class 2 are considered as high-risk zones (Fig. 2).

The indoor radon data have been systematised and introduced in a GIS Geodatabase. The measurement points have been geo-coded, assigning x,y (Belgian Lambert 1972) coordinates to each measurement point, as well as the local geological unit the point occurs on. These geo-coded data allowed subsequently establishing radon hazard maps based on geographical variations and taking into account the specific geological conditions and variations related to the measurement locations. This study established a geology-based national radon hazard map based on statistical and geostatistical considerations (Fig. 3). In areas with a low density of long-term measurement points, the data were completed by short-term charcoal measurements (about 5000). For the same geological unit (Formation) the geometric mean (GM) of the short-term measurements is in good accordance to the GM of the long-term measurements, leading to the determination of the characteristic distribution of radon-concentrations within selected geological units (Cinelli et al., 2008a and 2008b; Cinelli, 2008). Figure 3 shows the mean radon concentration based on the logarithmic mean mapped per geological unit (After Cinelli et al., 2008; Cinelli, 2008 and Tondeur, 2008). This map highlights the existence of several hotspots with high radon hazard in areas outside Radon region 2, related to locally outcropping Lower Palaeozoic black shale of the Brabant massif (in the Counties Nivelles, Soignies and Ath on Fig. 1). Special attention is to be paid to radon campaigns (measurement and information) for the population and for workplaces, focussing on these hotspot areas.

Based on the national radon map, detailed measurement campaigns within the high-risk areas were carried out in the period 2005-2009, in order to extend the level of detail and to assess the variations of radon-concentrations within the high-risk areas. About 5000 long-term indoor measurements have been collected, leading to a sample density of about

10% of the house stock (63000 dwellings) in these areas (Table 2; Fig. 4; Dehandschutter et al., 2008).

Complementary to these indoor measurements in the high-risk areas, soil gas measurements have been collected in the 32 most exposed municipalities within the high-risk areas. This study collected about 4000 soil gas measurements combining detailed information on the soil gas radon (and thoron) concentration, in-situ permeability and local geological conditions (Dehandschutter et al., 2008). Sampling strategy was based on 1) an un-clustered and regularly spaced coverage of the municipalities' territory and 2) a focus to sample and analyze in high detail the building extension zones.

The total density of indoor and soil gas information within the studied high-risk areas goes up to 1.5 (but clustered) and 1 points per square kilometre respectively (Fig. 4).

	N	Mean	GM	Median	Min	Max	SD	GSD
indoor	5683	218	137	127	6	4204	294	2,5
soil-gas	4009	52	41	45	1	430	37	2,2

Table 2. Statistics of indoor (in Bq/m³) and soil gas (in kBq/m³) measurements in the high-risk areas. N: number of measurements; GM: geometric mean; SD: standard deviation; GSD: geometric standard deviation.

The advantage of using additional soil gas data for mapping the radon distribution in radon prone areas is their homogenous geographic spread. Where indoor data tend to cluster around village and settlement centres, soil gas sampling points have been chosen in function of the geography (regular spread of sampling points), and relevance (more sample points in living areas and in building extension zones than in agricultural and forested areas), resulting in a more homogeneous spread of the data points, and avoiding a whole range of statistical complications jeopardizing the reliability of the produced maps. Moreover, they give information on radon hazard in areas where no buildings occur. Each measurement site has been described in terms of lithology, stratigraphy and structure. All data have been introduced into a GIS database. The consequently

produced raw (basic) data sets significantly increase the aerial coverage of the municipalities in terms of radon measurements. These detailed indoor and soil gas measurements in the high-risk areas are actually being studied to assess local variations in the radon hazard. The radon availability in the ground can be assessed through the 'radon potential'. This variable combines soilgas radon concentration and soil permeability to characterise the local radon availability (e.g. Kemski et al., 2001; Neznal et al., 2004). Mapping this variable gives an estimation of the potential radon release from the soil (Fig. 6). According to Neznal et al. (2004), areas with RP > 35 have a high hazard of radon release from the ground. Especially in areas with few indoor measurements and in building extension zones, this information is valuable for stimulating preventive measures in new buildings or for guiding measurement campaigns. In a next step, we try to develop a model including all available relevant information determining the geogenic radon hazard (indoor radon, local lithology, soilgas radon, soil permeability), relating the variables 'indoor radon', 'transfer factor' (the average percentage of the available soil gas radon actually intruding an average house) and 'radon potential'. One possible way of doing this is shown on the scheme in figure 6 (Dehandschutter et al., 2008). The optimal procedure to calculate the radon hazard maps is currently under study.

6. Guiding building regulations

The long-term goal of the national radon action plan is to reduce the collective dose due to radon by reducing the average radon exposure of the population to levels that can be considered as optimised. Following the EU recommendations (90/143/Euratom, 1990), the design-level for new buildings is currently 200 Bq/m³. Based on the national radon map, radon prone areas have been determined where the probability to exceed the action level justifies the general application of protective measures against radon in new buildings (Figs. 1 and 2). Currently, the different competent authorities are working out the regulations imposing general radon protective measures in the radon prone areas. In the high-risk areas, the detailed hazard maps are to be used for stimulating new builders to apply the most efficient protective measures for new buildings (e.g. Fig. 5).

7. Increasing public awareness

It is part of the national radon action plan to regularly inform the public and other stakeholders on the risks of radon exposure by means of a radon website, information brochures, road shows, the organisation of a yearly radon day, and specific information campaigns for schools. The presentation of new measurement results in specific areas and the publication of the updated radon maps based on the long-term ground floor and on soil gas radon measurements is part of this information campaign and strategy to increase public awareness. An important tool for achieving efficient radon protective measures and mitigations is the schooling of building professionals in radon reducing techniques (radon barriers, ventilation requirements, etc.). Therefore, the national radon programme foresees continuous training of building professionals.

8. Evaluating exposure

The national radon measurement campaign and the detailed measurement campaigns in the high-risk areas give information on the distribution of the radon exposure of the Belgian population. Table 3 shows the national and regional average population-weighted radon concentration and the amount of concerned dwellings. Strong regional variations exist, due to variations in the nature of the subsurface (occurring lithologies and soil-characteristics). Where the national (population weighted) average radon concentration is 57 Bq/m³, the average in the Walloon Region rises to 82 Bq/m³, and to 169 Bq/m³ in the high-risk areas. The number of dwellings exposed to radon concentration above the action level can be estimated to be around 20000 in Belgium, of which more than 80% are situated in the high-risk areas. The 60000 people living in these houses receive annual doses of more than 10 mSv. Looking at the very high radon exposures, about 16000 people in more than 5000 dwellings receive annual doses of more than 20 mSv. For the design level (200 Bq/m³), about 230000 people are concerned in about 77000 dwellings and receive annual doses higher than 5 mSv (including the doses above 10 mSv).

	Population	Number of measurements	Median/GM Bq/m³	Average Bq/m³	Dwellings >400 Bq/m³	% >400 Bq/m³	Dwellings >200 Bq/m³	% >200 Bq/m³	% >800 Bq/m³
Belgium	10502213	10447	52/59	57	19962	0,5%	93919	2,2%	0,3%
Wallonia	3413978	10108	69/84	82	19962	1,2%	74296	4,4%	0,3%
High-risk areas	376568	5605	127/137	169	16770	13,1%	43300	33%	4,3%
Flanders	7088235	339	38/44	34	0	0,0%	19623	0,8%	0,0%

Table 3. Statistics for the indoor exposure of the Belgian population. GM: Geometric mean. Average: population-weighted average is shown.

Figure 7 shows the distribution of the radon concentrations measured in dwellings in the high-risk areas. It shows clearly that in these areas, radon-resistant building techniques are required, since 1/3 of the buildings are expected to be above the design level, and more than 40% above the reference level.

Recent epidemiological studies relate the absolute risk to develop lung cancer to the average radon exposure (Baysson et al., 2004; Darby et al., 2005). These studies show a significant linear increase of lung cancers incidence with average indoor radon concentration with 16% per tranche of 100 Bq/m³. This means an increase of lung cancer risk with 60% for a lifetime exposure to 400 Bq/m³, and a risk factor 2 for a lifetime exposure to 800 Bq/m³. In Belgium, about 6000 people die from lung cancer every year (Cancer incidence in Belgium, 2008). Based on these figures, we can estimate that every year about 400 lung cancers deaths in Belgium can be attributed to radon exposure, corresponding to about 7% of all lung cancers (Table 4, Fig. 8). The southern regions of the country, where higher indoor radon concentrations occur, have subsequently more radon induced lung cancers. In the high-risk areas, about 20% of all lung cancers can be attributed to radon (Table 4, Fig. 8). These estimations consider the historical smoker population to be 1/3 of the total.

	LC NS	LC S	TOT	due to radon
Belgium	444	5429	5873	7%
Belgium w.r.	410	5051	5461	
Wallonia	149	1842	1991	11%
Wallonia w.r.	133	1642	1775	
Flanders	290	3578	3868	5%
Flanders w.r.	277	3409	3686	
HRA	19	225	244	20%
HRA w.r.	15	181	196	

Table 4. Estimation of lung cancer incidence based on epidemiological studies. LC: lung cancer; NSM: non-smokers; SM: smokers; w.r.: without radon. HRA: High-risk areas.

9. Radon in water

The recommendations of the EU concerning the protection against radon in water propose reference levels of 1000 Bq/l for private wells and 100 Bq/l for the distribution net (2001/928/Euratom). A study of some 600 springs and wells in Wallonia showed an average radon concentration of about 10 Bq/l (Charlet and Zhu, 1997). Several higher exposed zones and even anomaly zones were determined, related to uraniferous rocks of Lower Devonian formations. For the Lower Devonian, the average radon concentration rises to 30 Bq/l, and for the Lower Gedinian even to 70 Bq/l (Zhu et al., 1995). In Lower Devonian formations about 5% of the samples exceeded the level of 100 Bq/l. In springs on Lower Gedinian quartzofyllades even 28% of the springs exceed the level of 100 Bq/l. In the scope of the new EU water directive, FANC is setting up a systematic sampling strategy for radon in water. Especially for the high-risk areas, the radon concentrations in private wells have a high probability to exceed the reference level.

10. Conclusions

Various types of radon measurements are carried out on the Belgian territory. The measurements are essential in the management of the national radon action plan, which aims at reducing the average radon exposure of the population and at tracking down and mitigate buildings with high radon concentrations. Passive long-term measurements form the basis of mapping

the radon prone areas and allow to track down the buildings with high radon concentrations. Short-term measurements complement the database in areas with low measurement density. Continuous measurements are used for the preparation and follow-up of mitigation actions and soilgas measurements in the radon prone areas allow assessing the geogenic radon hazard on the scale of a municipality and in building extension zones. Therefore, the Federal Agency for Nuclear Control systematically manages the radon data in a national radon database, which is currently in the process of being extended to a fully operational relational database system.

11. Acknowledgements

Different aspects of the issues discussed in this paper are the result of successful collaboration between the Federal Agency for Nuclear Control and third parties such as local governmental institutes, research institutes, universities and external consultancy. The detailed measurement campaigns in the high-risk areas have been carried out in collaboration with the Province of Luxemburg (Service d'analyse du Milieu intérieur, SAMI-Lux) and the International Bureau for Environmental Studies (IBES). The national radon map benefited from research carried out by the Faculté Polytechnique de Mons (Prof. J.M. Charlet and Dr. C.H. Zhu) and by the Institut supérieur Industriel de Bruxelles (ISIB, Prof. F. Tonduer, G. Cinelli). ISIB also provided and processed the short-term indoor measurements. Soil gas mapping has been carried out by IBES, and collaborations on radon measurement campaigns exist with the Province of Namur and Hainaut.

12. References

2001/928/EURATOM. Recommendations of the Commission of 20 December 2001, concerning the protection of the population against the exposure to radon in drinking water. Official Journal of the European Communities L 344/85. 2001.

90/143/EURATOM. Recommendations of the Commission, of 21 Februari 1990, relative to the protection of the population against the dangers resulting from indoor radon exposure. Official Journal of the European Communities L 080 du 27/03/1990, p. 0026 – 0028. 1990.

96/29/EURATOM. Directive of the Council of 13 May 1996 fixing basic safety standards relative to the protection of the population and of the workers against the dangers resulting from ionising radiation. Official Journal of the European Communities L 159 du 29/06/1996 p. 0001 – 0114. 1996.

ARBIS. Algemeen Reglement op de bescherming van de bevolking, de werknemers en het leefmilieu tegen het gevaar van ioniserende straling. Règlement général de la protection de la population, des travailleurs et de l'environnement contre le danger des rayonnements ionisants (RGPRI). Arrêté royal du 20 juillet 2001. Moniteur belge, 30/08/2001, p. 28909-29368.

Baysson H., Tirmarche M., Tymen G., Gouva S., Caillaud D., Artus J-C., Vergnenegre A., Ducloy F. and Laurier D. Indoor radon and lung cancer in France. Epidemiology, v. 15, pp. 709-716. 2004.

BEIR IV. Health risks of radon and other initially deposited alpha-emitters. US National Research Council Report, National Academy Press, Washington DC, 1988.

BEIR VI. Health effects of the exposure to radon. US National Research Council Report, National Academy Press, Washington DC, 1998.

Cancer Incidence in Belgium, 2004-2005, Belgian Cancer Registry, Kris Henau et al. (ed.). Brussels, 2008, 94 p.

Charlet J.M. and Zhu H.C. Radon in the underground waters, relation with geological risks and environmental pollution, the case of Belgium. In H.S. Virk (ed.) Rare Gas Geochemistry, Applications in Earth & Environmental Sciences. Guru Nanak Dev University, Amritsar, India, pp.270-282. 1997.

Cinelli, G. Development of an indoor radon risk map of the Walloon region of Belgium, integrating geological information. MsC Thesis, Università di Bologna, 156 p., 2008.

Cinelli, G., Tondeur, F., and Dehandschutter, B. Indoor radon risk map for the Walloon region (Belgium). IGC33, Oslo, 2008a.

Cinelli, G., Tondeur, F., and Dehandschutter, B. Statistical analysis of indoor radon data for the Walloon region (Belgium). 4th Workshop on European Collaboration for Higher Education and Research in Nuclear Engineering and Radiological Protection. CHERNE WORKSHOP, 2008b.

Darby S. et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. British Medical Journal, V. 330, pp.223- 227. 2005.

Dehandschutter B. Detailed-scale radon mapping in radon prone municipalities using combined indoor and soil gas measurements. 8h Int. Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping, Prague, 2006.

Dehandschutter, B., Poffijn, A., Ciotoli, G., Klerkx, J. Radon mapping using indoor, soilgas and geological data. IGC33, Oslo, 2008. The presentation can be downloaded from http://radonmapping.jrc.ec.europa.eu/ under 'documents'.

IAEA International basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. IAEA Safety Series No. 115, 1996.

ICRP 60. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. International Commission on Radiological Protection, Publication 60. Oxford, UK, Pergamon Press,1991, 215 p. 1990.

ICRP 65. Protection Against Radon-222 at Home and at Work. International Commission on Radiological Protection, Publication 65. Oxford, UK, Pergamon Press, 48p. 1993.

ICRP 103. The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. International Commission on Radiological Protection, Publication 103. Annals of the ICRP, 2007.

Kemski J, Siehl A, Stegemann R, Valdivia-Manchego M. Mapping the geogenic radon potential in Germany. Sci Total Environ 272:217–230. 2001.

Meesen,G., A. Poffijn, J. Uyttenhove and J. Buysse. Study of a passive detector for retrospective radon measurements. Radiation Measurements 25, Issues 1-4, 1995, Pages 591-594.

Neznal, M., Neznal, M., Matolin, M., Barnet, I., Miksova, J. The new method for assessing the radon risk of building sites. Czech Geo. Survey Spec. Paper 16, 48p. 2004.

Poffijn A. and Vanmarcke H. The Indoor Radon Problem in Belgium. In: Indoor Air Quality and Ventilation, Selper Ltd, pp. 339-345. 1990.

Poffijn A., Eggermont G. and Van Deynse, A. Risk management strategies for the

radon paradox in radiation protection. Radiation protection Dosimetry, v. 68, pp. 209-212. 1996.

Radiation Protection 88. Recommendations for the implementation of Title VII of the European Basic Safety Standard Directive (BSS) concerning significant increase in exposure duet o natural radiation sources. Luxemburg, 1997.

Tondeur F. et Gerardy I. Répartition géographique et géologique du risque radon en Belgique Francophone. In: Dubois C. (ed.) Gas Geochemistry, science review. UK: Northwood, pp. 447-479. 1995.

Tondeur F., Zhu H.C., Charlet J.M., Gerardy I. and Perreaux R. Radon from the Soil to the Dwelling: Comparison Between Three Subsoils in Southern Belgium. Environment International, Vol.22, suppl. 1, pp. S535-S543. 1996.

Tondeur, F. Cartographie du risque radon en Région wallonne. Rapport intermédiaire nr. 1. 2008.

UNSCEAR 2000. Sources and Effects of Ionising Radiation. Rapport to the General Assembly. United Nations. 2000.

Vanmarcke H., Berkvens P., Poffijn A. Radon versus Rn daughters. Health Physics 56, pp. 229-231, 1989.

Vanmarcke H., Poffijn A., Raes F., Eggermont G., Uyttenhove J., Berkvens P. Van Dingenen R., Bourgoignie R. and Jacobs R. Radon in het leefmilieu. Annals of the Belgian Association for Radiation Protection, vol. 13/1, pp. 33-56. 1988.

WHO Radon Programme. http://www.who.int/ionizing_radiation/env/radon.

Zhu H.C. La cartographie des zones à risque en radon dans les habitations. Rapport final de la convention cartographie-radon du 1-1-2001 au 31-3-2001. Faculté Polytechnique de Mons. 107 pages. 2001.

Zhu H.C., Charlet J.M. and Tondeur F. Geological Controls to the Indoor Radon Distribution in Southern Belgium. The Science of the Total Environment, V. 220, no. 2-3, pp.195-214. 1998.

Zhu H.C., Charlet J.M., Doremus P., Flemal J.M. and Hallez S. Some geological factors relative to concentration of radon in underground water in Wallonia. In: Dubois C. (ed), Gas Geochemistry, Science Reviews, Northwood, UK, pp. 119-134. 1995.

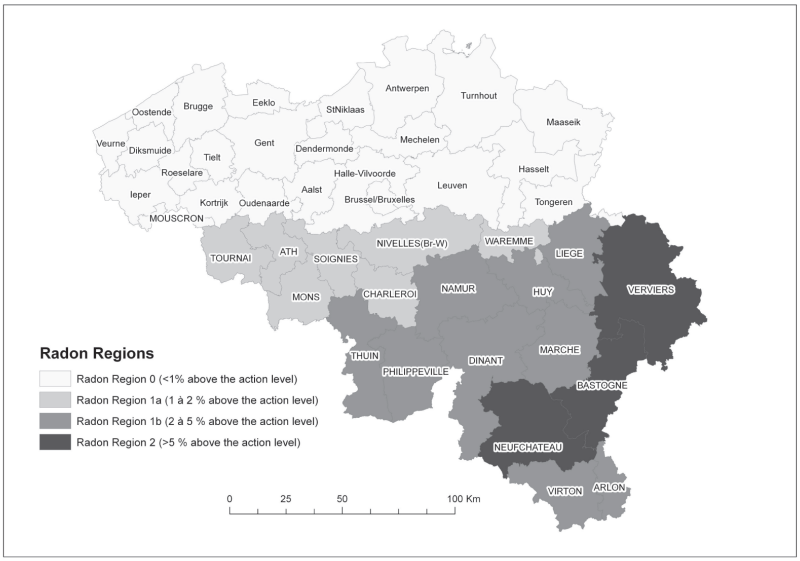


Fig. 1 Radon regions per administrative unit (county).

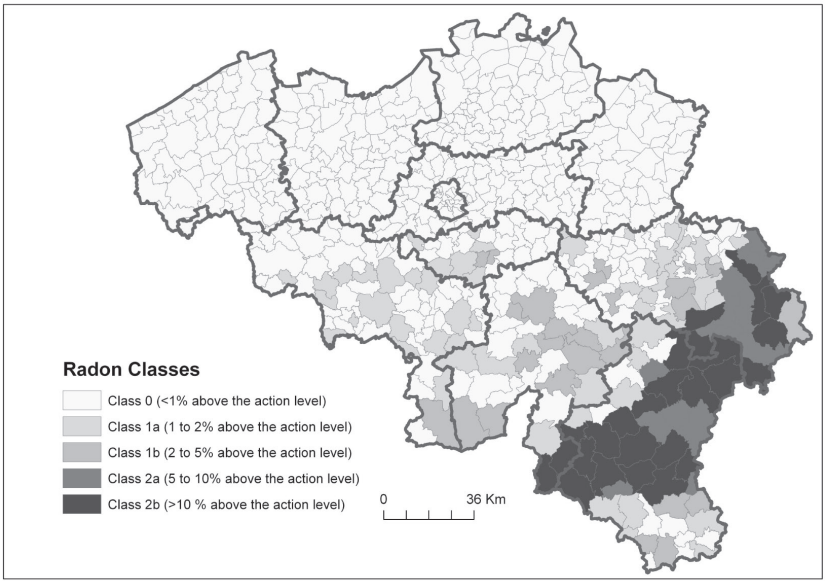


Fig. 2 Radon classes of municipalities in Belgium.

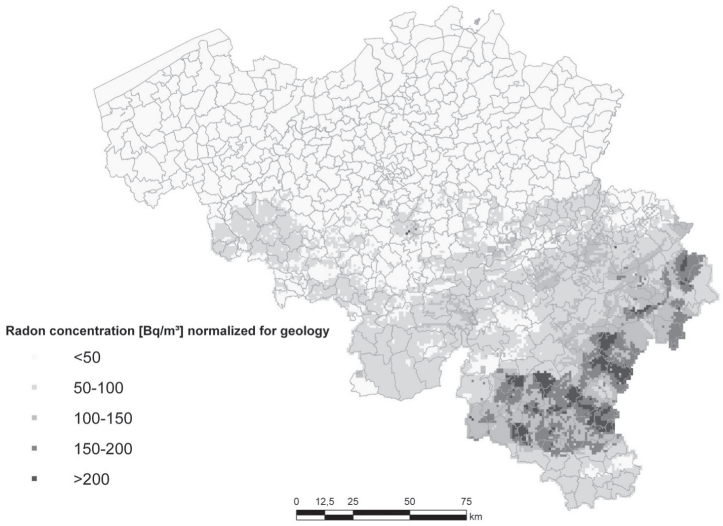


Fig. 3 Average radon concentration interpolated in the corresponding geological units (After Cinelli et al., 2008a and 2008b; Cinelli, 2008; Tondeur, 2008).

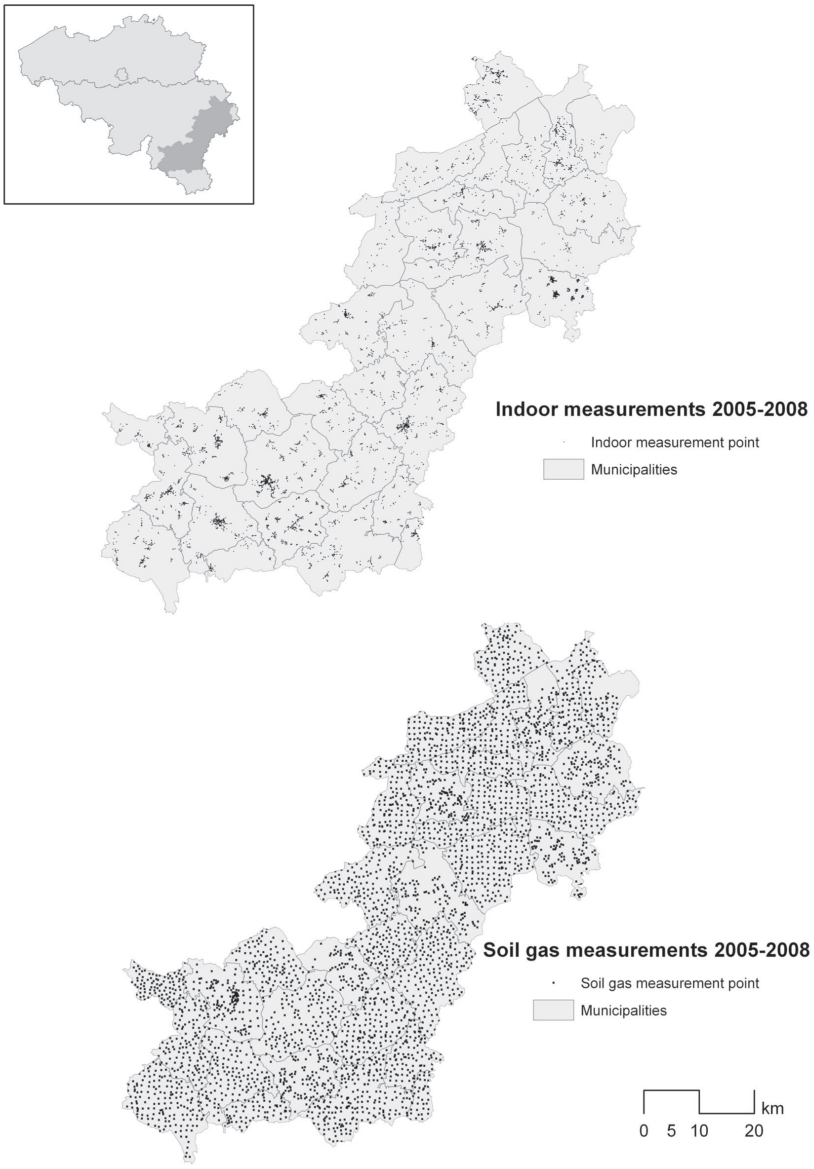


Fig. 4 Indoor and soilgas measurements of the detailed campaigns in the high-risk areas.

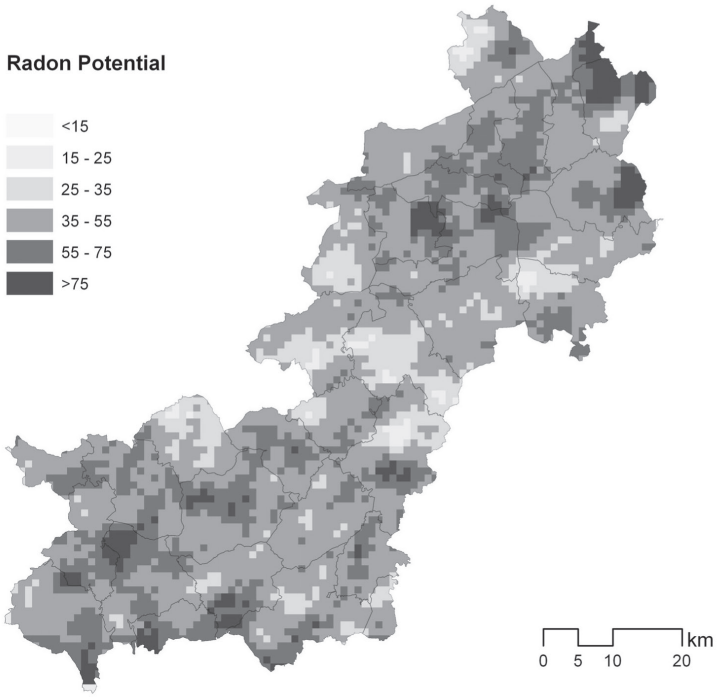


Fig. 5 Map of the geogenic radon potential in the high-risk areas.

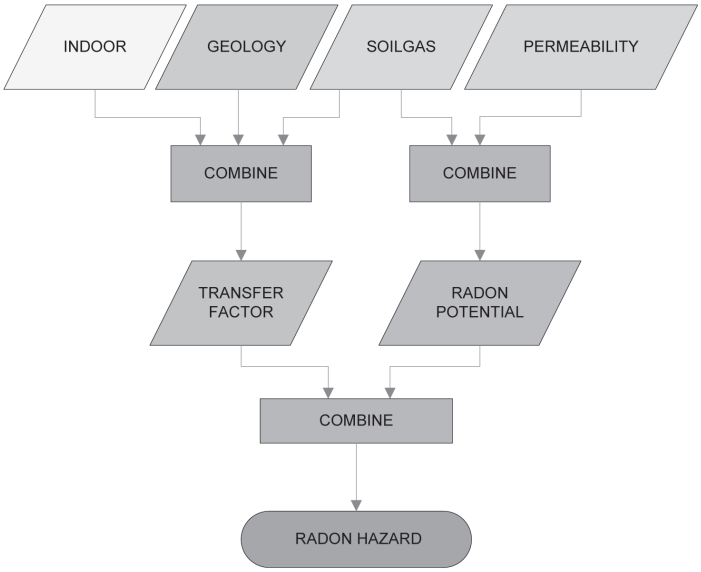


Fig. 6. Flow chart of the construction of a geogenic radon hazard map.

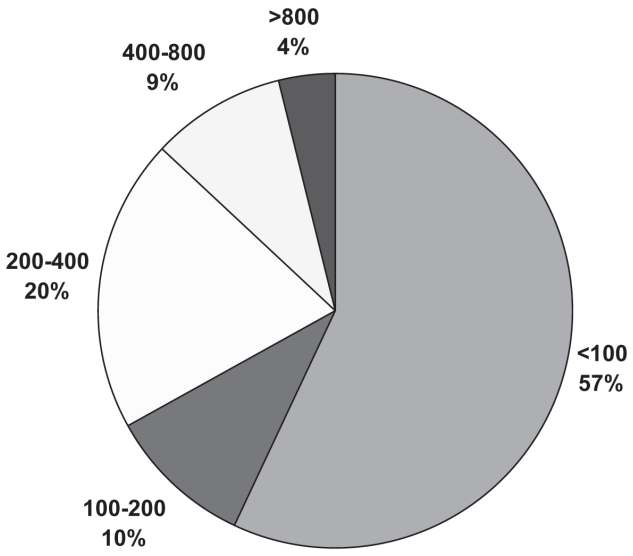


Fig. 7. Distribution of indoor radon concentration (in Bq/m³) in the high-risk areas.

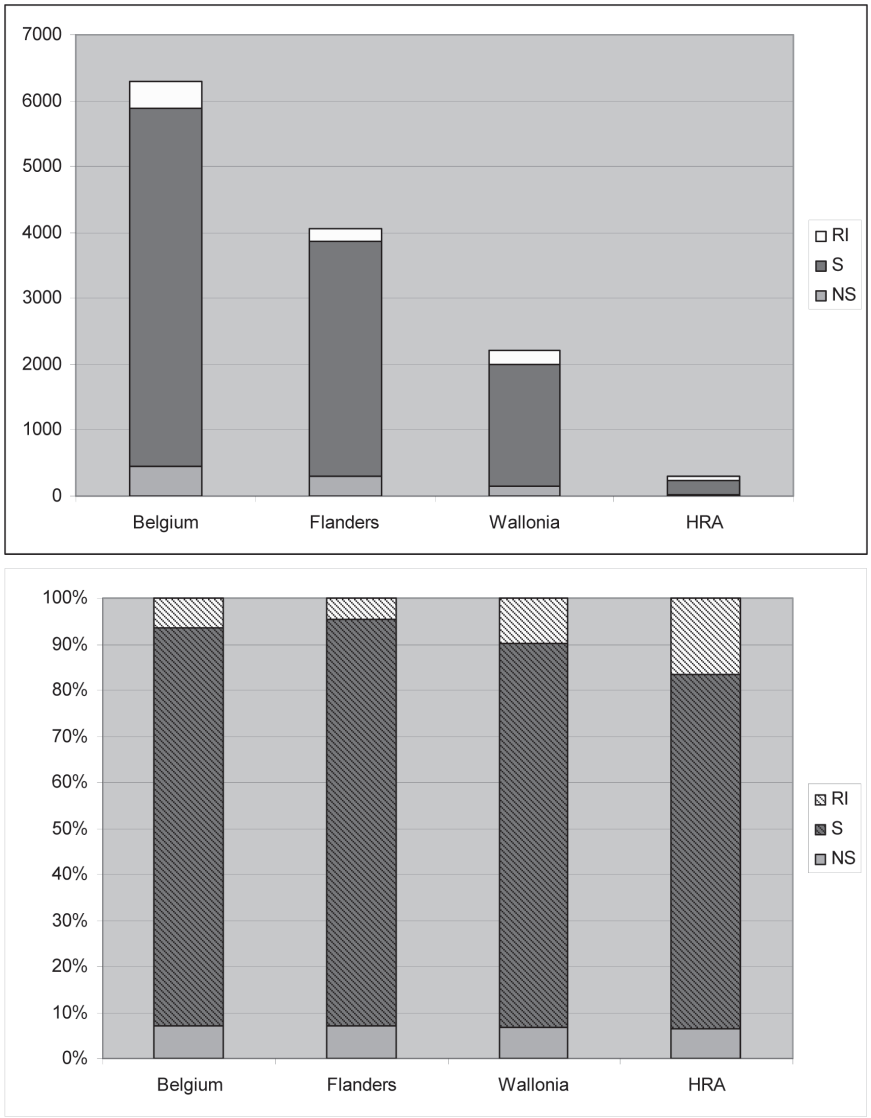


Fig. 8. Estimation of the number of lung cancers in Belgium and in the different considered regions for non-smokers (NS), smokers (S). The estimation of the absolute (upper graph) and relative (lower graph) amounts of radon-induced lung cancers (RI) is shown.

Annales de l'Association belge de Radioprotection, Vol.34, n°1, 2009
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.34, n°1, 2009

DE CONTROLE VAN GOEDERENSTROMEN MET MEETPOORTEN

P. Fias [1], S. Schreurs [2]
1 Controlatom, Vincotte, Jan Olieslagerslaan 35, 1800 Vilvoorde.
2 NuTeC, department TIW, XIOS, Agoralaan Gebouw H, 3590 Diepenbeek.

Inleiding

Meetpoorten zijn stralingsdetectoren voor de controle op de aanwezigheid van radioactieve stoffen in bulktransporten of op personen. De meest gekende toepassing is de controle van schroot op de aanwezigheid van radioactieve bronnen. Daarnaast worden deze toestellen steeds meer gebruikt bij recyclagebedrijven, ziekenhuizen en afvalverbrandingsovens. Recent zijn er de nucleaire inspecties van containertransporten in zeehavens bijgekomen.

Het primaire doel van al deze installaties is het detecteren van ongewilde bronnen van radioactiviteit. Aangezien meetpoorten vrij veelvuldig gebruikt worden in België op dit moment, is zodoende een nieuw controlenet ontstaan voor het detecteren en voorkomen van radiologische contaminaties in het leefmilieu.

Hoe werkt het?

Meetpoorten zijn typisch uitgerust met twee plastic scintillatoren voor de gelijktijdige meting van beide zijden van transportvoertuigen. Andere configuraties zijn mogelijk afhankelijk van de toepassing. De plastic scintillator zet de afgegeven energie van invallende gammastraling om in zichtbaar licht die gemeten wordt met een lichtversterkende buis. Uitzonderlijk kan betastraling via de remstraling gemeten worden, hiervoor zijn echter vrij sterke bronnen nodig die dichtbij de detector passeren.
In sommige toepassingen zijn meetpoorten ook uitgerust met

neutrondetectoren, meestal in de vorm van helium-3 buizen. Bijvoorbeeld bij de controles op nucleaire smokkel is dit een vereiste, aangezien plutonium vaak via zijn neutronstraling te detecteren valt.

Een typisch kenmerk van meetpoorten is dat ze alarmen genereren op het moment dat een radioactieve stof gemeten wordt in een vracht. Dit alarm kan simpelweg een geluidssignaal zijn, of het openen van een alarmbericht op aan de meetpoort gekoppelde computers.
Het al dan niet in alarm gaan wordt bepaald door het stralingsniveau van de passerende vracht te vergelijken met een *alarmdrempel*. Deze wordt bepaald aan de hand van de gemeten achtergrondstraling aan de meetpoort net voordat de vracht passeert. Een meetpoort meet dus continu de achtergrondstraling (AG) totdat er een passage is.

$$\text{Alarmdrempel} = AG + N * \sigma_{AG}$$
$$N = 1, 2, \ldots. \text{ (typisch 5)}$$
$$\sigma_{AG} = \sqrt{AG}$$

De meetpoort gaat in alarm op het moment dat de alarmdrempel overschreden is. Op dat moment vertoont de passerende vracht of persoon een hoger stralingsniveau dan je zou verwachten op basis van de achtergrondstraling.

Regelgeving

Het gebruik van meetpoorten is al lange tijd ingeburgerd en er worden regelmatig onvergunde radioactieve bronnen of contaminaties teruggevonden. Daarom heeft FANC hiervoor een uitgebreide regelgeving opgesteld[1]. Hieronder worden enkele algemeenheden aangehaald, voor meer specifieke informatie verwijs ik naar de richtlijnen voor meetpoorten op de website van FANC.

Een van de voornaamste bepaling is dat de alarmdrempel ingesteld wordt met N = 5. Afwijkingen hiervan moeten geargumenteerd worden. Daarnaast wordt bepaald onder welke voorwaarden vrachten na een alarm mogen geweigerd en zelfs teruggestuurd worden.

1 http://www.fanc.fgov.be/nl/page/meetpoorten-voor-de-detectie-van-radioactief-materiaal/204.aspx

Indien puntbronnen (radioactieve bronnen) worden teruggevonden mag een uitbater binnen bepaalde dosistempolimieten deze zelf verwijderen uit een vracht en daarna stockeren. Hiervoor is een uitgebreide werkwijze beschreven.
Naast puntbronnen worden ook natuurlijke radioactieve materialen (afkorting: NORM) teruggevonden. NORM dat door meetpoorten wordt gedetecteerd heeft een hoger gehalte aan natuurlijke radioisotopen dan de onmiddellijke omgeving van de meetpoort. In deze gevallen raad FANC aan om een stralingsdeskundige te contacteren. Deze kan dan inschatten of het gebruik van de natuurlijke straler een gezondheidsrisico inhoudt en de nodige veiligheidsmaatregelen voorstellen in overleg met FANC.
Er is momenteel in België geen lijst van installaties waar het gebruik van meetpoorten verplicht is. Het Waals Gewest heeft een lijst opgesteld, maar de Vlaamse regering heeft op dit vlak nog geen initiatieven genomen.
Sinds 29 oktober 2007 is een solvabiliteitsfonds gecreëerd door FANC en NIRAS in samenwerking met de nucleaire industrie. Dit fonds vergoed bedrijven die kosten moeten maken voor de afvoer van teruggevonden bronnen. In het verleden moesten de bedrijven waar de radioactive materialen werden teruggevonden hier zelf voor opdraaien en werden ze als het ware beboet voor hun 'goed gedrag'.

Toepassingen en "vangsten"

In de industrie worden meetpoorten gebruikt voor de controle van binnenkomende vrachten op de aanwezigheid van ongewilde radioactieve stoffen. Op die manier wordt een radioactieve contaminatie van de eigen site en de eigen productie voorkomen. Typische sectoren zijn de schrootsector, recyclagesector (meer bepaald bij de recyclage van metaalhoudende materialen), verbrandingsinstallaties en stortplaatsen.
Enkele typische voorbeelden voor teruggevonden materialen in deze sectoren zijn:

- Voorwerpen waarop een laag radiumverf werd aangebracht. Deze zelfluminescerende verf werd veelvuldig gebruikt voor WO II op militaire installaties (duikboten, tanks, …), uurwerken en schepen. Nadat werd vastgesteld dat arbeiders botkanker ontwikkelden na het produceren van voorwerpen behandeld met deze verf, werd het gebruik verboden.

- Afzettingen van natuurlijke radioactieve stoffen bij productie-processen. Bijvoorbeeld bij oliewinning kunnen gebruikte installaties geleidelijk aan op deze manier besmet worden. Vooral bij de afbraak of het onderhoud van besmette installaties kan dit risico's op verhoogde blootstelling inhouden.

- Bronnen die aan de wettelijke controle ontsnapt zijn. In uitzonderlijke gevallen handelt het om hoogradioactieve bronnen zoals bijvoorbeeld bronnen voor radiotherapie, bronnen gebruikt als energiebron in verlaten vuurtorens, ….

Een tweede toepassing is de controle van de eigen afvalstromen op de aanwezigheid van ongewilde restfracties van activiteit in de nucleaire industrie. Een voorbeeld van zo een activiteit is de (ongewilde) activatie van onderdelen van nucleaire installatie. Bij het vrijgeven van afbraakproducten wordt dan soms over het hoofd gezien dat deze activiteit nog aanwezig kan zijn hierin.

Bij enkele ziekenhuizen met een dienst nucleaire geneeskunde werden eveneens meetpoorten geïnstalleerd. Dit nadat er veelvuldig alarmen werden opgemeten op hun restafval aan afvalverbrandingsovens. Bijvoorbeeld aan de afvalverbrandingsoven in Houthalen worden jaarlijks een veertigtal alarmen veroorzaakt op de meetpoort door medische nucliden (typisch I-131) in ziekenhuisafval en particulier restafval[2].

Een laatste voorbeeld van mogelijk toepassingen is de controle van landsgrenzen met meetpoorten. Deze controles kunnen zowel op personen als op vrachtvervoer zijn. Het voornaamste doel hierbij is het detecteren en het voorkomen (afraden) van nucleaire smokkel door terroristen.
Belgische Douane voert sinds januari 2007 controles uit op het vrachtvervoer in de haven van Antwerpen, voornamelijk op containertransporten. Per jaar passeren 8 miljoen containers in Antwerpen. Een belangrijke voorwaarde voor deze controles is dan ook dat de normale containertrafiek niet verstoord wordt, "time is money". Daarom past Belgische Douane een aangepaste werkwijze toe, die in samenspraak met FANC en stralingsdeskundigen opgesteld is.

2 Zie EFRO 2 rapport van NuTeC (op aanvraag te verkrijgen).

Douane heeft tot nog toe nooit gevallen van nucleaire smokkel gedetecteerd, meer eerder gevallen waarbij vrachten geblokkeerd worden omwille van stralingsbescherming van de bevolking. Naast de voorbeelden aangehaald hierboven worden ook vaak contaminaties van materialen met kunstmatige radionucliden teruggevonden, zoals cobalt-60 contaminaties van staal en cesium-137 besmettingen van voedsel.
Het afradende effect van de controles wordt internationaal aangehaald als een belangrijke bestaansreden voor de nucleaire controles aan landsgrenzen.
Een belangrijke operationeel probleem voor Douane zijn de massale hoeveelheden natuurlijke radioactieve materialen die worden terug-gevonden tijdens de controles. Per dag worden er in Antwerpen 200 alarmen gegenereerd op de 40 meetpoorten verspreid in het havengebied. Slechts uitzonderlijk worden deze alarmen niet gegenereerd door natuurlijke stralers. Daarom heeft Douane een zeer uitgebreide NORM database opgesteld om deze materialen makkelijker te herkennen en oponthoud van dit type van vrachten tot een minimum te beperken.

Conclusie

Meetpoorten worden veelvuldig gebruikt in België en vormen quasi een meetnet voor het vrachtvervoer in België. Er zijn talloze voorbeelden waarbij contaminaties van het leefmilieu werden gedetecteerd of voorkomen.
Daarnaast zijn ze een bron van informatie voor het identificeren van natuurlijke radioactieve materialen. Ten slotte bewijzen ze ook hun nut in de internationale strijd tegen terrorisme.

Bronnen

Al de informatie in dit document werd verkregen op aanvraag bij: FANC, Belgische Douane, Bionerga, en het Megaports Initiatief (Department of Energy -VS).