

Workshop  
Sci Com 2006

# Toepassing van risico-evaluatie in de voedselketen



**Verantwoordelijke uitgevers**

André Huyghebaert, Voorzitter van het Wetenschappelijk Comité

Gil Houïns, Gedelegeerd bestuurder

Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen

WTC III – 21<sup>e</sup> verdieping

Simon Bolivarlaan 30

1000 Brussel

**Lay-out**

Communicatiedienst FAVV

**Foto's cover**

*Salmonella spp.* © Jan Mast (CODA-CERVA, België)

Andere foto's © FAVV

**Wettelijk depot D/2007/10.413/1**

Deze brochure werd samengesteld door het Wetenschappelijk Comité

en het wetenschappelijk secretariaat van het FAVV.

De inhoud van de afzonderlijke artikels valt onder de verantwoordelijkheid van de auteurs

Tekstovername toegestaan mits bronvermelding

# Voorwoord

Het is mij een bijzonder genoegen u deze brochure van de Workshop 2006 voor te stellen in naam van het Wetenschappelijk Comité (Sci Com).

Als thema van de workshop werd dit jaar risico-evaluatie gekozen, na het voorzorgsprincipe van vorig jaar. Graag wil ik deze keuze heel kort toelichten.

De risico-evaluatie staat centraal in de activiteiten van het Sci Com en van het FAVV en is een essentieel onderdeel, meer nog een essentiële voorwaarde, voor de adviezen uitgebracht door het Sci Com.

Iedere organisatie reflecteert bij gelegenheid over de eigen activiteiten. Dit kan verschillende vormen aannemen: een zelfstudie, een visitatie of een andere term. Omdat een wetenschappelijke benadering binnen het Sci Com, inclusief het wetenschappelijk secretariaat, centraal staat, wordt gekozen voor de formule van een workshop. Dit is een formule die toelaat eigen initiatieven te toetsen aan externe expertise. De toetsing van ideeën werkt ongetwijfeld inspirerend. Even belangrijk is dat deze bijeenkomst ook een opportuniteit is om collega's te ontmoeten, of opnieuw te ontmoeten of te leren kennen. Er wordt mij dikwijls gezegd dat dit aspect op

een wetenschappelijke bijeenkomst even belangrijk is als het strikt wetenschappelijke.

Een beslissing die genomen werd op basis van een risico-evaluatie dekt veel verschillende ladingen gaande van een eerder ruwe schatting van het risico tot een degelijke wetenschappelijke benadering. Uiteraard is de rol van het Sci Com, hierbij gesteund door het wetenschappelijk secretariaat, in de eerste plaats het verstrekken van adviezen, die wetenschappelijk degelijk onderbouwd zijn. Ik wil hierbij de rol van het wetenschappelijk secretariaat onderlijnen.

In naam van het Sci Com wil ik de directie van het FAVV danken voor de ondersteuning bij de uitgave van deze brochure. Het Sci Com ervaart dit als een erkenning van hun werk en een aanmoediging om verder te gaan met wetenschappelijke adviezen gebaseerd op risico-evaluatie.

Ik wens u veel leesplezier toe.

Prof. Em. dr. ir. André Huyghebaert  
Voorzitter Wetenschappelijk Comité FAVV

# Inhoud

Voorwoord **3**

Inleiding **7**

*Campylobacter* in vleesbereidingen op basis van pluimveevlees **17**

Kwantitatieve risicobeoordeling van *Salmonella enterica* serovar Enteritidis in kippeneieren in België **27**

Patuline in appelsap **37**

Dioxinen in de voedselketen: risico-evaluatie binnen het normatief kader en in de context van een incidenteel accident **45**

Kwik en dioxineachtige stoffen in mariene voedingsmiddelen **59**

Risico-evaluatie voor regelgeving en monitoring van quarantainebacteriën van plantaardappelen **71**

Toepassing van risico-evaluatie door risicobeheerders **83**

Algemene aanbevelingen en conclusies **87**



Inleiding



# Inleiding

Claude Saegerman<sup>1</sup> en Dirk Berkvens<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Universiteit Luik; <sup>2</sup> Instituut voor Tropische Geneeskunde Antwerpen; <sup>3</sup> Sci Com FAVV

## 1. Risicoanalyse

Het Wereld Handels Organisatie (WTO) akkoord van Marrakech van april 1994 betreffende de toepassing van sanitaire en fytosanitaire maatregelen (SPS Akkoord) bepaalt dat staten het recht hebben om het geschikte beschermingsniveau van de consument te definiëren en om, indien noodzakelijk, de internationale handel te beperken teneinde het leven en de gezondheid van mensen, dieren en planten te beschermen<sup>1</sup>. Deze SPS maatregelen mogen evenwel geen ongegronde, willekeurige of verdoken handelsbelemmerende beperkingen inhouden. Het toewijzen van een risico moet wetenschappelijk verantwoord worden, behalve in het geval van noodmaatregelen of het voorzorgsprincipe. Hierbij zijn twee opties beschikbaar: ofwel baseert men zich op de normen, aanbevelingen of internationale richtlijnen<sup>a</sup> (harmonisa-

tie) ofwel maakt men gebruik van een wetenschappelijke risico-evaluatie<sup>b</sup>, waarbij logische samenhang en proportionaliteit niet uit het oog mogen verloren worden, en waarbij biologische en economische gevolgen in rekening gebracht worden (kost/opbrengst verhouding van andere methodes). Tenslotte kunnen verscheidene manieren bestaan om eenzelfde niveau van bescherming te garanderen (equivalentie) en dienen de genomen maatregelen zo vlug mogelijk bekend gemaakt te worden (transparantie).

Een risico-evaluatie dient zich evenwel niet te beperken tot het blindweg toepassen van normen. Het ontwikkelen van een grondige risico-evaluatie expertise binnen elke lidstaat is onontbeerlijk teneinde in staat te zijn om een risico-evaluatie correct uit te voeren<sup>2</sup>. Om deze expertise op te bouwen, is

---

a Het SPS Akkoord erkent meer bepaald het internationale karakter van de normen uitgewerkt door respectievelijk de Wereld Dierengezondheidsorganisatie (OIE), de Codex Alimentarius Commissie (CCA) voor de veiligheid van levensmiddelen en de Internationale Conventie voor Plantbescherming (ICPP) voor plantgezondheid maatregelen. Deze organisaties, tezamen met de Europese Voedsel Veiligheidsautoriteit (EFSA), vaardigen tevens richtlijnen uit in verband met methodes en procedures voor het uitvoeren van een risico-evaluatie.

---

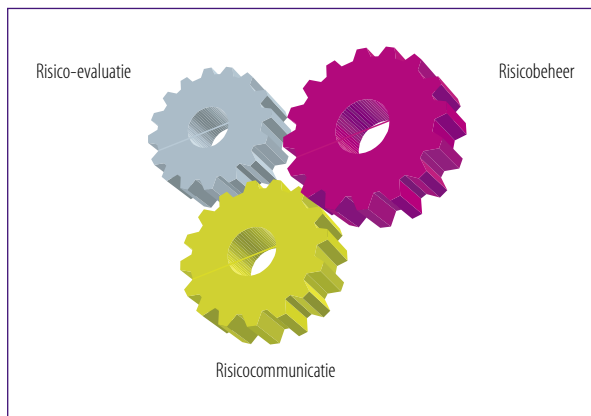
b Het SPS Akkoord definieert een wetenschappelijke risico-evaluatie als: (i) de beoordeling van de kans op insleep, vestiging of verspreiding van een parasiet of ziekte op het grondgebied van een lidstaat, rekening houdend met de toegepaste sanitaire en fytosanitaire maatregelen en de mogelijke biologische en economische gevolgen, of (ii) de evaluatie van de mogelijke negatieve effecten op de gezondheid van personen en dieren omwille van de aanwezigheid van additieven, contaminaties, toxines of pathogenen in de levensmiddelen, dranken of dierlijke voedders.

het nuttig duidelijke richtlijnen te bepalen die dienen gevolgd te worden, zoals bijvoorbeeld reeds het geval is binnen de wetenschappelijke comités van de Europese Voedsel Veiligheidsautoriteit (EFSA) en nationale organisaties zoals het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV). Eveneens kan een evaluatieprocedure als subproces bij een formele aanvraag tot advies voorzien worden <sup>34</sup>.

Vooraleer risico-evaluatie te definiëren, wordt een bondig overzicht van de algemene context geschetst.

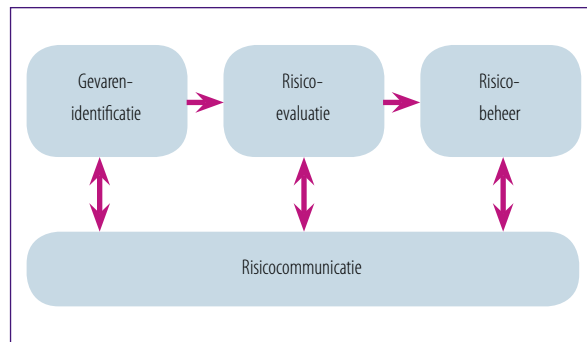
### Concept en definities “Codex Alimentarius Commissie” (CCA) versus “Wereld Dierengezondheidsorganisatie” (OIE)

Volgens het Codex Alimentarius paradigma bestaat een risico-analyse uit drie logisch verbonden onderdelen: (i) risico-evaluatie, (ii) risicobeheer en (iii) risicocommunicatie (Figuur 1).



**Figuur 1.** Het risicoanalyse paradigma volgens de CCA<sup>5</sup>

De OIE gebruikt een lichtjes verschillend kader (Figuur 2)<sup>6</sup>.



**Figuur 2.** Het risicoanalyse paradigma volgens OIE<sup>6</sup>

Risico-evaluatie is in beide gevallen een wetenschappelijk gefundeerd proces, dat onafhankelijk van de andere moet gebeuren. De invulling van de verschillende stappen die dienen doorlopen te worden bij een risico-evaluatie verschillen uiteraard eveneens naargelang de organisatie. Onderstaande tabel geeft de verschillen weer die bestaan in terminologie gehanteerd door de CCA en de OIE.

**Tabel 1.** Verschillen in terminologie gehanteerd door de Codex Alimentarius Commissie (CCA) en de Wereld Dierengezondheidsorganisatie (OIE)

CCA	OIE
	Gevarenidentificatie
Risico-evaluatie	Risico-evaluatie
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gevarenidentificatie</li> <li>• Gevarenkarakterisatie</li> <li>• Blootstellingsschatting</li> <li>• Risicokarakterisatie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Schatting van uitstoot</li> <li>• Schatting van blootstelling</li> <li>• Schatting van gevolgen</li> </ul>
Risicobeheer	Risicobeheer
Risicocommunicatie	Risicocommunicatie

Ondanks het feit dat de terminologie verschillend is, is een risico-evaluatie in beide gevallen (bij OIE voorafgegaan door de gevarenidentificatie) een logisch gestructureerd proces waarbij een aantal stappen dienen doorlopen te worden. In het hiernavolgend betoog wordt het CCA paradigma aangehouden.

De evaluatie van aan de voedselketen verbonden risico's is een gestructureerd, onafhankelijk, objectief en transparant proces van organisatie en analyse van de beschikbare gegevens<sup>2</sup>. De resultaten van een risico-evaluatie hangen af van de relevantie, de kwaliteit en de kwantiteit van de in elk van de volgende vier stappen gebruikte gegevens : (i) gevarenidentificatie; (ii) gevarenkarakterisatie; (iii) blootstellingsschatting en (iv) risicokarakterisatie. De risico-evaluatie kan betrekking hebben op de effecten op lange termijn of op korte termijn. In de hierna volgende hoofdstukken worden een aantal gevalstudies uitgewerkt als voorbeelden van het verloop van een risico-evaluatie.

### **Gevarenidentificatie**

Een gevaar is een biologisch, chemisch of fysisch agens in een levensmiddel of diervoeder, of de toestand van een levensmiddel of diervoeder, met mogelijke nadelige gevolgen voor de gezondheid.

Gevarenidentificatie bestaat derhalve uit de identificatie van biologische, chemische en fysische agentia die nadelige gevolgen voor de gezondheid kunnen veroorzaken en die aanwezig kunnen zijn in een specifiek levensmiddel of een groep van levensmiddelen.

Dit is een louter kwalitatief gegeven dat samenhangt met wetenschappelijke observatie.

### **Gevarenkarakterisatie**

De gevarenkarakterisatie is de kwalitatieve en/of kwantitatieve evaluatie van de aard van nadelige gezondheidseffecten geassocieerd met biologische, chemische en fysische agentia die aanwezig kunnen zijn in levensmiddelen. Voor chemische agentia dient een dosering-respons bepaling uitgevoerd te worden. Voor biologische en fysische agentia dient een dosering-respons bepaling uitgevoerd te worden indien gegevens kunnen verworven worden.

### **Blootstellingsschatting**

De blootstellingsschatting is de kwalitatieve en/of kwantitatieve inschatting van de waarschijnlijke inname van een biologisch, chemisch of fysisch agens via de voeding, evenals blootstellingen van andere bronnen, indien relevant.

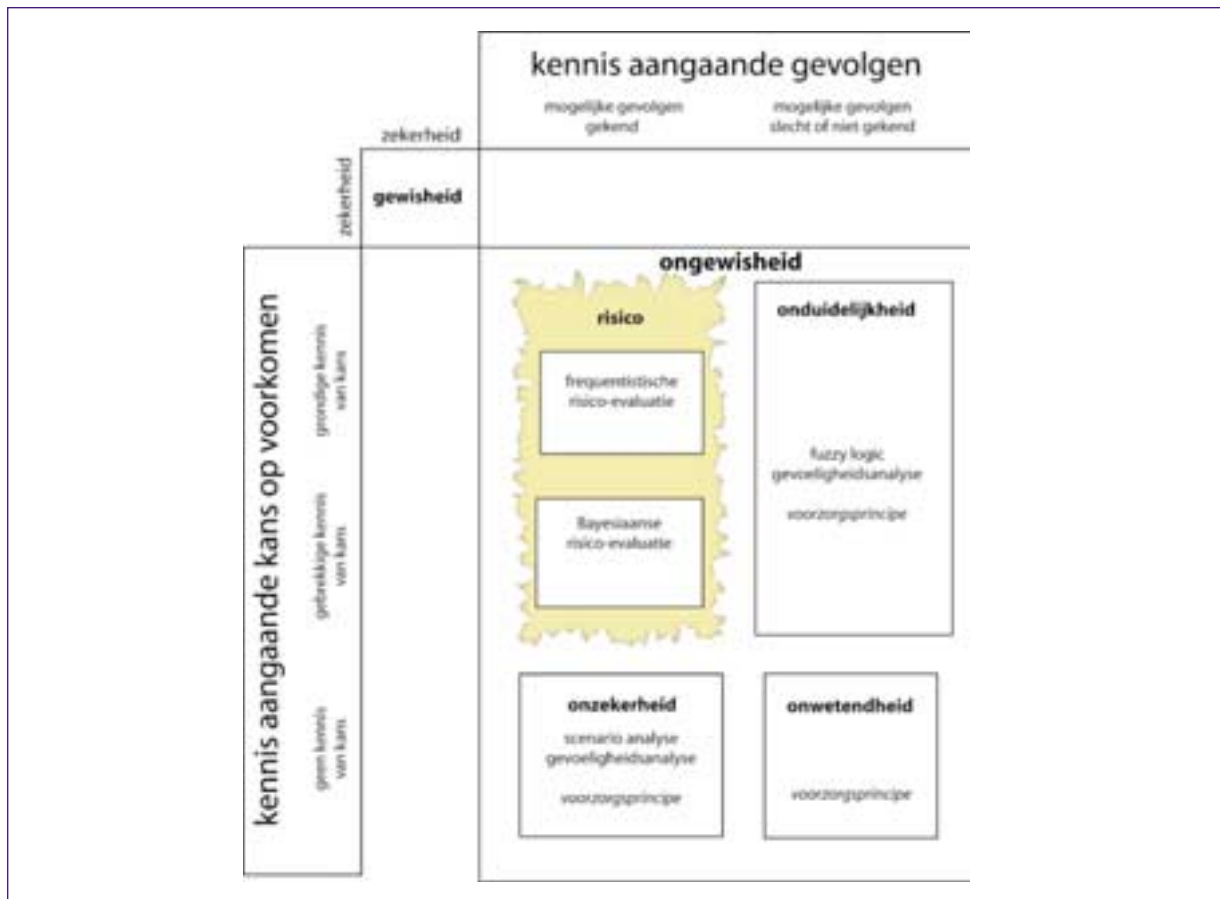
### **Risicokarakterisatie**

Een risico is een functie van de kans op, en de ernst van, een nadelig gezondheidseffect, voortvloeiend uit een aanwezig gevaar. Een risicokarakterisatie dient in elk geval de volgende elementen te omvatten: de bijhorende onzekerheden, de waarschijnlijkheid van opduiken en de ernst van potentiële nadelige gezondheidseffecten in een bepaalde bevolking, gebaseerd op gevarenidentificatie, gevarenkarakterisatie en blootstellingsschatting.

De methode die gebruikt wordt om het risico te karakteriseren, hangt af van de beschikbare informatie (of gebrek

hieraan) aangaande de kans op voorkomen en de gevolgen van het betreffende gevaar. Er bestaan verschillende manieren om de graad van kennis (of omgekeerd onzekerheid) weer te geven, maar het is in elk geval de verantwoordelijkheid van de risicoevaluator(en) om er voor te zorgen dat de bestaande onzekerheid correct meegedeeld wordt aan de risicobeheerders. Zij dienen immers te weten hoe betrouwbaar de schatting van het risico is.

Een algemeen schema om het verband tussen onzekerheid en risicoanalyse te schetsen wordt gegeven in Figuur 3.



**Figuur 3.** Relatie tussen (gebrek aan) kennis en methode om risico te beoordelen?

## 2. Risico-evaluatie versus voorzorgsprincipe in functie van onzekerheid

Zoals duidelijk wordt van Figuur 3, wordt een risico enkel gedefinieerd wanneer een bepaalde minimumkennis over zowel de kans van voorkomen als een minimumkennis betreffende de gevolgen voorhanden is. Wanneer deze minimumkennis niet beschikbaar is, dient men dit duidelijk te stellen aan de risicobeheerder(s) om hen de mogelijkheid te geven het voorzorgsprincipe aan te wenden. De grens tussen een valide risico-evaluatie en de aanwezigheid van teveel onzekerheid is niet altijd duidelijk en is bovendien afhankelijk van het gevaar in kwestie.

## 3. Praktische overwegingen

### Continuïteit

Om een aantal redenen is risico-evaluatie een continu proces en moet het ingeschatte risico geregeld opnieuw worden geëvalueerd. Wanneer door de risicobeheerders keuzes werden gemaakt en ten uitvoer gelegd, moet worden nagegaan of het beoordeelde risico weer kleiner is dan het aanvaardbaar geachte risico. Wanneer internationale normen worden gewijzigd, wanneer het aanvaardbaar geachte risico veranderd is, wanneer onzekerheden als gevolg van nieuw verworven wetenschappelijk kennis wegvallen, wanneer zich externe wijzigingen hebben voorgedaan (wijziging van productieproces, van klimaat) of wanneer nieuwe gegevens beschikbaar komen, moet ook de invloed van die wijzigingen op de uitgevoerde risico-evaluatie worden ingeschat.

### Multidisciplinaire aanpak

Om een risico-evaluatie met succes te kunnen uitvoeren, moeten experts uit verschillende vakgebieden met elkaar samenwerken al naargelang het te evalueren risico (bijv. epidemiologie, methodologie voor risico-evaluatie, geneeskunde, virologie, bacteriologie, parasitologie, microbiologie, levensmiddelentechnologieën, hygiëne, chemie, fysica, biologie, landbouwwetenschap). De expertises worden niet gewoon aan elkaar toegevoegd. Er moet een synergie worden nagestreefd. Belangrijk is dat de experts op transparante wijze en in volkomen onafhankelijkheid kunnen handelen. Zij vertegenwoordigen in geen geval de instelling waar zij vandaan komen. Het gaat om een collectieve wetenschappelijke expertise die gestructureerd moet worden en die de relevantie van de verkregen resultaten vergroot.

### Risicobeheeropties

Om keuzemogelijkheden voor het verminderen van het risico vast te stellen, moet een lijst worden opgemaakt van alle methoden, alle middelen waarmee het risico kan worden beheerst. De risico-evaluatie is ook een instrument om de meest geschikte beheersingsmaatregelen te kiezen. Door de parameters van een model voor risico-evaluatie te veranderen, kunnen de experts de meest efficiënte opties selecteren en voorstellen.

### Risicocommunicatie

Communicatie over risico's is een uitwisseling van informatie en adviezen in verband met risico's tussen zij die verantwoordelijk zijn voor de risico-evaluatie, zij die verantwoordelijk zijn

voor de risicobeheersing en de andere belanghebbende partijen, zoals de vaksectoren en het publiek. De beheerder kan bijvoorbeeld besluiten om te communiceren over de preventieve maatregelen die in de vaksectoren en door het publiek moeten worden getroffen. Dat zorgt ervoor dat de uitgevoerde risico-evaluatie transparant en coherent is. Het gaat hier evenwel niet om een slotoperatie die alleen bestemd is voor de beheerders. Er moet nog een regeling worden uitgewerkt om de communicatie tussen de belanghebbende partijen op gepaste wijze te doen plaatsvinden.

## 4. Conclusie en aanbevelingen

Het evalueren van risico's is een aanzienlijk werk waarbij gegevens moeten worden verzameld, bijeengebracht en kritisch onderzocht en waarvoor modellen moeten worden uitgewerkt die soms complex zijn. Dit hangt af van de hoeveelheid, de kwaliteit, de toegankelijkheid en de relevantie van de gegevens. Het doel van een risico-evaluatie bestaat erin aan de risicobeheerders zo snel mogelijk opties voor de aanpak van het risico aan te reiken. Om deze doelstelling te bereiken, dient in de eerste plaats te worden nagegaan of voldoende informatie en kennis voorhanden zijn om tot een formele risico-evaluatie over te gaan. Indien niet, moet een alternatief (zoals bijvoorbeeld een scenarioanalyse) beschouwd worden. Indien wel voldoende informatie beschikbaar is, wordt een zo gedetailleerd mogelijke analyse uitgevoerd (deterministisch of probabilistisch al naargelang de aanwezige onzekerheid)<sup>8,9</sup>, waarbij zorg gedragen wordt dat de totale onzekerheid terug te vinden is in de uiteindelijke betrouwbaarheidsintervallen die aan de risicobeheerders worden overgemaakt.

Men draagt er uiteraard zorg voor dat men enkel overgaat tot het toepassen van het voorzorgsbeginsel nadat alle andere mogelijkheden uitgeput zijn. Om het proces voor risico-evaluatie te versnellen, is het van het grootste belang dat het op te lossen probleem en de te bereiken doelstellingen van de risico-evaluatie correct worden verwoord (referentieremen). Dat vereist communicatie tussen de beheerders en de evaluatoren opdat het eindresultaat nuttig zou zijn voor het nemen van beslissingen die de veiligheid van de voedselketen en de volksgezondheid moeten garanderen.

Eén van de grote voordelen van de instelling van het risico-evaluatiebeleid in verband met de handhaving van de veiligheid van de voedselketen is de "structurende rol" van de hele opzet. De verschillende belanghebbende partijen leren immers op een wetenschappelijke en gestructureerde manier met elkaar samenwerken (waarbij éénieders rol duidelijk is vastgelegd) met als doel de veiligheid van de voedselketen in het algemeen te garanderen. Die structurende rol van de risico-evaluatie is zeer zinvol om de uitdagingen van de nabije toekomst aan te gaan (emerging risks).

Ten slotte houden de risico-evaluaties thans rekening met de gegevens over de verontreiniging en de consumptie van de betreffende producten. Een aantal producten hebben echter een voedingswaardesamenstelling die voor de gezondheid van de consument interessant is. Vandaar dat de noodzaak om deze derde component in aanmerking te nemen, voelbaar is.

## 5. Referenties

1. WTO, 1994. Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires, pp. 13.
2. Europees Parlement en de Raad, 2002. Publicatieblad van de Europese Gemeenschap, L31, 1.
3. Europese Commissie, 2003. Publicatieblad van de Europese Gemeenschap, L185, 6.
4. Europese Commissie, 2004. Publicatieblad van de Europese Gemeenschap, L379, 64.
5. Commission du Codex Alimentarius, 2003. Manuel de procédure du Codex Alimentarius, pp. 234.
6. OIE, 2006. Titre 1.3. Analyse de risque. Beschikbaar op [http://www.oie.int/fr/normes/mcode/fr\\_titre\\_1.3.htm](http://www.oie.int/fr/normes/mcode/fr_titre_1.3.htm).
7. European Science and Technology Observatory, 1999. On science and precaution in the management of technological risk, pp. 56. Beschikbaar op <ftp://ftp.jrc.es/pub/EURdoc/eur19056en.pdf>.
8. Saegerman et al., 2002. J Toxicol Env Health, 65:1289.
9. Vrijens et al., 2002. Food Addit Contam, 19:687.





# Gevalsstudies



# Campylobacter in vleesbereidingen op basis van pluimveevlees

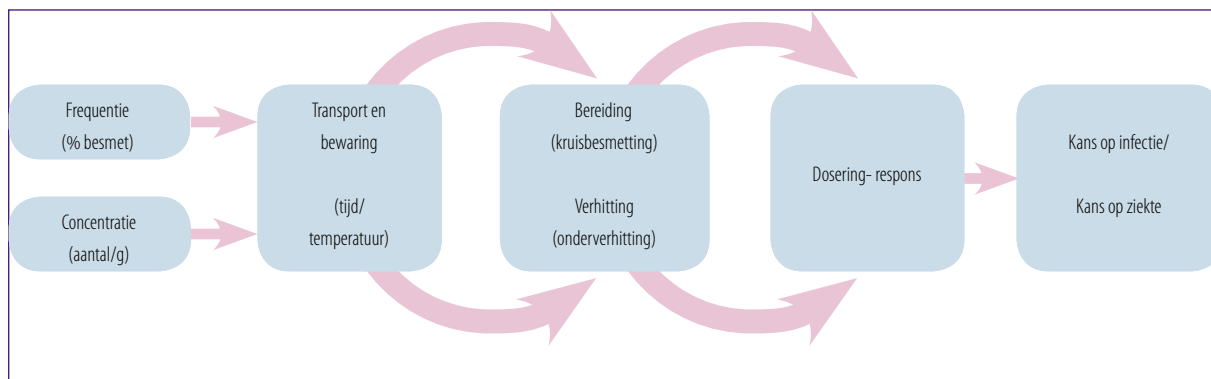
Mieke Uyttendaele, Katleen Baert en Lieven De Zutter

Universiteit Gent

## 1. Lokalisatie van het beschouwde gevaar in de voedselketen

In het laatste decennium hebben pathogene campylobacters zich ontwikkeld tot de oorzaak van bacteriële gastro-enteritis, waarbij het aantal gevallen van campylobacteriosis in België, zoals in de meeste Europese landen, het aantal gevallen van salmonellosis overschrijdt. Overeenkomstig sommige studies zou pluimveevlees verantwoordelijk zijn voor 40 % van alle humane gevallen van campylobacteriose<sup>1</sup>. Het is echter moeilijk nauwkeurige epidemiologische gegevens over de voedselinfecties te wijten aan dit pathogeen micro-organisme te verkrijgen, onder meer omwille van het kleinschalig en seizoensgebonden karakter. De resultaten van de microbiologische controles, uitgevoerd zowel door de overheid (FAVV) als door de voedingsbedrijven, wijzen erop dat de besmetting met *Campylobacter spp.* van producten in de pluimveeketen betrekkelijk hoog is. Gezien het toenemende aanbod en verkoop van vleesbereidingen op basis van pluimveevlees, en de opportuniteiten voor kruisbesmetting of onderverhitting tijdens bereiding is er vanuit de bevoegde overheid (Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu) eind november 2003 de vraag gesteld aan de Hoge Gezondheidsraad (HGR)

om op een wetenschappelijk gefundeerde wijze risico's voor de volksgezondheid in te schatten. De studie beperkte zich tot de finale stap in de voedselketen namelijk het aanbod van de desbetreffende producten (bereidingen op basis van pluimveevlees zoals bijvoorbeeld worsten, hamburgers, bereid gehakt, drumsticks, satés, etc.) ter hoogte van de retail en het transport, de opslag en bereiding door de consument (Figuur 1).



**Figuur 1.** Schematisch overzicht van het risicobeoordelingsmodel

## 2. Referentietermen / doelstelling van de gevalsstudie

Er bestaat op Europees niveau een reglementair kader voor de bewaking van via de voeding overdraagbare zoönoses (EU reglement nr. 2160/2003), maar dit werd nog niet in de praktijk gebracht voor de bewaking van *Campylobacter*. Er is nog geen prestatiecriteria bepaald voor de prevalentie van dit pathogeen micro-organisme voor producten op de markt gebracht of voor bepaalde stappen in de keten. In de komende jaren zal de mogelijkheid van wetgevende maatregelen op Europees niveau onderzocht worden. België zal actief moeten bijdragen tot dit proces, met ondersteuning van geschikte wetenschappelijke gegevens. In afwachting moeten er op basis van het risico nationale maatregelen worden onderzocht. Het is in dit kader en met de huidige prevalentiegegevens van *Campylobacter* in pluimveevisceralen ter beschikking uit het monitoringprogramma van het FAVV<sup>2</sup> dat

de vraag van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu aan de HGR zich situeert.

Risico-evaluatie heeft als doelstelling een wetenschappelijk fundament te leggen voor risicomanagement en risicocommunicatie. Gezien het een ad hoc werkgroep van de HGR betreft met beperking van tijd en middelen betreft deze bijdrage een voorstudie van het type meta-analyse, waarbij gegevens uit de literatuur en gegevens uit bewakingsrapporten werden gebruikt voor de kwantitatieve risico-evaluatie. Een kwantitatief risico-evaluatiemodel werd uitgewerkt volgens de MPRM-methodologie (Modular Process Risk Modelling) met het oog op het beantwoorden van de volgende vraag. Welk is voor de consument het risiconiveau, dat verbonden is met verschillende besmettingsniveaus van het pathogene micro-organisme in de desbetreffende producten (voorbeelden: afwezigheid in 25g, in 10g, in 1g, in 0,1g en in 0,01g)?

### 3. Risico-evaluatie

#### Gevarenidentificatie

*Campylobacter* behoort tot de groep van spiraalvormige bacteriën. Hoofdzakelijk één species, *Campylobacter jejuni*, is verantwoordelijk voor het veroorzaken van ziekte en slechts een beperkt percentage van de ziektegevallen wordt veroorzaakt door andere species (*C. coli* en eventueel *C. lari*). *Campylobacter* is een bacterie die voorkomt in de darm van dieren en die goed in het milieu (vooral in water) en in gekoelde verse levensmiddelen met hoge wateractiviteit en in aanwezigheid van hoge relatieve vochtigheid overleeft. De belangrijkste reservoirs van *Campylobacter* zijn hoedieren (vooral gevogelte en varkens) en wilde dieren (vogels, knaagdieren) of insecten (vliegen). De bacterie kan mensen ziek maken via consumptie van rauwe dierlijke levensmiddelen, met name vooral gevogelte en indirect via talloze andere levensmiddelen en water, dit laatste zowel via consumptie van besmet drinkwater als via contact met recreatief water<sup>3</sup>. In de desbetreffende gevalstudie werd gefocust op de transmissieroute via gevogelte. *Campylobacter* wordt regelmatig aangetroffen in gevogeltevlees (22,9% aanwezigheid per gram in deelstukken met huid ter hoogte van de uitsnijderijen, 3,9% aanwezigheid per 0,01g op karkassen ter hoogte van de retail, 27% aanwezigheid per 25 g in vers gevogelte zonder huid ter hoogte van de retail) (zoonotic report of Belgium, results of 2005 monitoring).

#### Gevarenkarakterisatie

Infecties veroorzaakt door *Campylobacter* vormen een ernstig volksgezondheidsprobleem in België. Uit het bewakings-

systeem van de overdraagbare ziekten blijkt een gemiddelde incidentiegraad van jaarlijks 70 à 80 gevallen per 100.000 inwoners (de reële incidentie ligt waarschijnlijk veel hoger gelet op het verlies van gegevens in het rapporteringsstelsel)<sup>3</sup>. In België zijn respectievelijk 6324 en 5711 gevallen van campylobacteriosis gerapporteerd in 2005 en 2006 (en 4846 en 3630 gevallen van salmonellosis in 2005 en 2006). Sinds begin 2005 is campylobacteriosis de belangrijkste oorzaak van toxi-infecties in België (<http://www.iph.fgov.be/epidemie/labore>, data van 2006).

De aanwezigheid van *Campylobacter* in de voeding kan symptomen veroorzaken die doorgaans onschuldig zijn: diarree, misselijkheid, koorts, buikkrampen, binnen de 2 tot 5 dagen na blootstelling aan het organisme. De ziekte duurt normaal 1 week. Occasioneel kan *Campylobacter* infectie leiden tot ernstiger complicaties (reactieve artritis, Reiter-syndroom, Guillain-Barré-syndroom (GBS)). Er wordt geschat dat 1 op 1000 infecties leidt tot GBS, waarbij het risico zelfs oploopt tot 1 op 200 indien infectie met een specifieke *C. jejuni* stam type (Penner type HS:19)<sup>4</sup>. De infectieuze dosis voor *C. jejuni* zou vrij laag zijn (ca. 500 organismen). Informatie omtrent de dosis-respons voor de infectie met *Campylobacter* is zeldzaam. Informatie uit epidemiologische gegevens is onvoldoende. Een enkele proef waarbij jonge vrijwillige volwassenen twee stammen van *C. jejuni* in melk toegediend kregen, kan gebruikt worden om een dosering-respons curve op te maken<sup>5</sup>. De auteurs van dit verslag wijzen er echter op dat verschillende onderzoeken uitgevoerd zouden moeten worden vooraleer dit model in de studie van de risico-evalu-

atie te gebruiken. Andere benaderingen voor het gebruik van de dosering-respons relatie werden in het hoofdstuk risicokarakterisatie bestudeerd. Meer informatie omtrent de aanpak van de risico-evaluatie is terug te vinden in het Advies van de HGR 7947<sup>6</sup>.

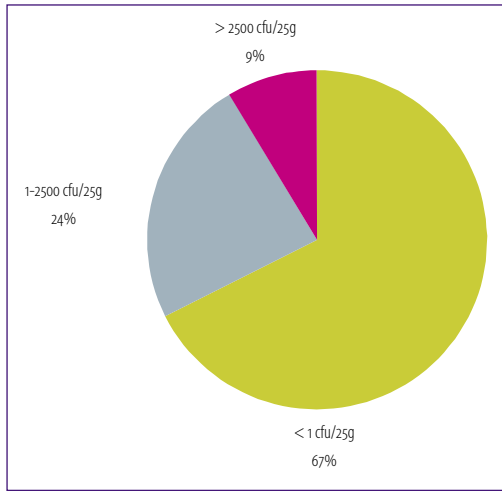
### Blootstellingschatting

Een probabilistische aanpak werd gehanteerd waarbij variabiliteit binnen de populatie in rekening wordt gebracht. Hierbij wordt dus rekening gehouden met de distributies van de data, die op basis van literatuurgegevens geschat zijn voor kruiscontaminatie, onderverhitting en de dosering-respons curven. De berekeningen werden gemaakt via het @RISK programma (Palisade, UK).

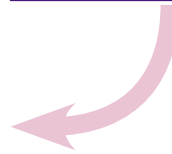
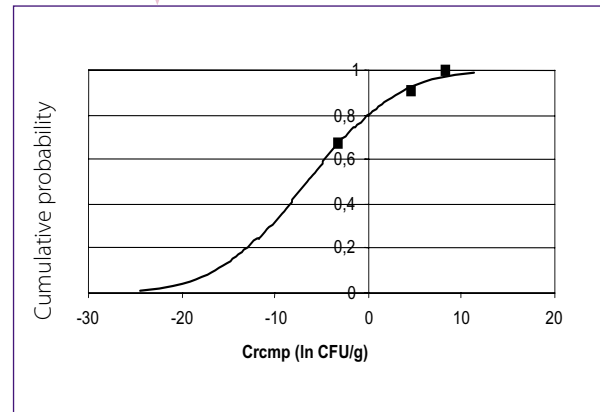
Als input voor het @RISK programma werden de data (aan- of afwezigheidsbepaling van *Campylobacter* in het desbetreffend product), verzameld tijdens FAVV surveillance studies (periode 2002), aangewend: met name 9% van de monsters vertoont een contaminatieniveau > 100/g, in 24% van de monsters is *Campylobacter* aanwezig per 25 g maar in niveaus < 100/g en in 67% van de onderzochte monsters is *Campylobacter* niet aanwezig per 25 g (Figuur 2a). Door het ontbreken van het kwantitatieve karakter van deze data, kunnen de monsters slechts verdeeld worden in 3 categorieën. In eerste instantie werden de beschikbare data omtrent contaminatie-gegevens van *Campylobacter* in kippenproducten, zoals hierboven vermeld, omgezet in cumulatieve probabilliteit van contaminatie en werd het neperiaans logaritme van de *Campylobacter* concentraties berekend (Figuur 2b). Voor deze werkwijze werd aan de 3 meetpunten (die de grenzen van de categorieën bepalen) een normale verdeling gefit die

gebruikt werd als input van het @RISK programma. Van deze situatie werden situatie 2,3,4,5 en 6 afgeleid. Deze situaties houden eenzelfde gemiddelde waarde aan, maar versmallen de klokvorm van de normale verdeling steeds verder (Figuur 2c). Terwijl bij situatie 1 uit de geschatte normale verdeling blijkt dat 7,45% van de monsters een contaminatieniveau heeft van > 100 *Campylobacter jejuni* kve/g (kolonievormende eenheden/g), stemt situatie 2, 3, 4, 5 en 6 overeen met een beperking van het aantal monsters, dat de limiet van >100/g overschrijdt tot respectievelijk 4,5%, 1,97%, 1,05%, 0,44% en 0,21%. Bij de situaties 2 tot en met 6 wordt er dus naar gestreefd het percentage monsters met de hoogste contaminatieniveaus te beperken.

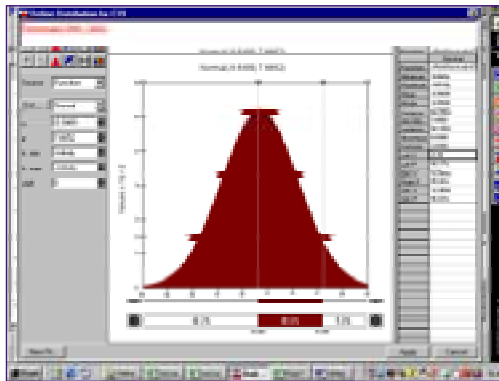
a



b



c



**Figuur 2.** Overzicht van de gevolgde methodologie

## Risicokarakterisatie

De normale verdelingen van situatie 1 tot en met 6 werden gehanteerd als input van het model en 10 000 iteraties werden uitgevoerd. Hierbij werd de kans op blootstelling aan *Campylobacter jejuni* voor een populatie wanneer deze een portie verhit gevogelteproduct consumeert als output gegenereerd.

Gezien het dosering-respons model in het geval van *Campylobacter* gebaseerd is op een beperkt aantal gegevens en dus geassocieerd is met een grote onzekerheid verdient het de voorkeur om risico's uit te drukken als blootstelling in plaats van waarschijnlijkheid van infectie. In de studie werd tevens geopteerd om naast het klassieke dosering-respons model ook twee andere methodes beschreven in de literatuur voor de introductie van de dosering-respons in de risicokarakterisering uit te voeren (aanpak 2 en aanpak 3).

De gemiddelde blootstelling en kans op infectie werd gesimuleerd voor de 6 situaties en wordt weergegeven in Tabel 1. De cijfers in deze tabel zijn niet als absolute waarden te beschouwen maar eerder om relatief ten opzichte van elkaar te vergelijken en de verhoudingen zijn eerder te beschouwen als een indicatie van grootte-orde. De waarden in de tabel zijn immers schattingen onderhevig aan een grote onzekerheid ten gevolge van de vele veronderstellingen die dienden gemaakt te worden bij het opstellen van het risico-evaluatiemodel omwille van het ontbreken van kwantitatieve data voor het desbetreffende product (pluimveevleesbereidingen) of de Belgische situatie.

Onafhankelijk van de aanpak en de praktische uitwerking ervan werd op basis van steeds dezelfde veronderstellingen vastgesteld dat de blootstelling alsook de kans op infectie significant afneemt naarmate het contaminatieniveau met *Campylobacter* beter wordt beheerst en aanwezigheid van hoge aantallen beperkt wordt. Samengevat wordt dit duidelijk gemaakt in Tabel 1.

**Tabel 1.** Gemiddelde blootstelling/kans op infectie met *Campylobacter spp.* ten gevolge van consumptie van een portie pluimveevleesbereiding berekend met @RISK op basis van de input van verschillende distributies van het contaminatieniveau met *Campylobacter jejuni* in pluimveevleesbereidingen

Situatie	Blootstelling (kve <sup>1</sup> per 100g portie) Gemiddeld	Aanpak 2 (Probabiliteit infectie) Gemiddeld	Aanpak 3 (% infectie)
1 (huidige situatie afgeleid van dataset van FAVV monitoring 2002)	2.02E+07	2.38E-03	0.0353
1b <sup>2</sup>	1.45E+10 (sit 1x718) <sup>3</sup>	4.98E-02 (sit 1x21)	1.0155 (sit 1 x 29)
2 (<1% met > 10000/g)	1.83E+05 (sit 1:110)	1.38E-03 (sit 1:2)	0.0089 (sit 1:4)
3 (<1% met > 1000/g)	1.77E+03 (sit 1:11390)	6.72E-04 (sit 1:4)	0.0016 (sit 1:22)
4 (<1% met > 100/g)	1.98E+01 (sit 1:1.0x10 <sup>6</sup> )	2.42E-04 (sit 1:10)	0.0003 (sit 1 : 118)
5 (<1% met > 10/g)	3.26E-01 (sit 1:6.2x10 <sup>7</sup> )	5.50E-05 (sit 1:43)	0
6 (<1% met > 1/g)	1.23E-02 (sit 1:1.6x10 <sup>9</sup> )	6.33E-06 (sit 1:376)	0

<sup>1</sup> kve: kolonievormende eenheden

<sup>2</sup> huidige situatie maar stel consumptie van onverhit product

<sup>3</sup> De blootstelling voor situatie 1b is 718 keer groter dan voor situatie 1

Globaal kan besloten worden op basis van de uitgevoerde risicobeoordelingen, dat bij een terugbrengen van de huidige geschatte distributie van contaminatieniveau (12.5% > 10/g en 7.5% > 100/g) tot een distributie met eliminatie van monsters met > 1000/g (< 1%) en beperking van contaminatieniveaus van > 100/g (max. 2%) en > 10/g (max. 5%) een positieve bijdrage tot de volksgezondheid zou geleverd worden en een daling van de kans op infectie zou bekomen worden in de grootte-orde van 8 x (4-22x). Indien nog een verdere

controle van de distributie van het contaminatieniveau zou nagestreefd worden en een distributie met eliminatie van monsters met > 100/g (< 1%) en beperking van contaminatieniveaus van > 10/g (max. 2%) zou nagestreefd worden dan zou dit op basis van de uitgevoerde risicobeoordelingen een daling van de kans op infectie in de grootte-orde van 30 x (10-118x) ten opzichte van de huidige situatie veroorzaken.

Er kan tevens besloten worden dat indien vleesbereidingen op basis van pluimveegehakt rauw geconsumeerd worden de kans op infectie ten opzichte van het te verhitten product aanzienlijk stijgt (grootte-orde 20 tot 30x). Dit betekent dat stellen van normen op zich geen voldoende garantie geeft ter bescherming van de volksgezondheid maar tevens communicatie naar de consument toe noodzakelijk is om te wijzen op de gevaren van het consumeren van rauwe producten en de noodzaak tot goede verhitte van dergelijke producten.

Meer informatie in verband met de resultaten van het risicoevaluatiemodel zijn terug te vinden in de publicatie hieromtrent door Uyttendaele et al.<sup>7</sup>.

## 4. Specifieke beschouwingen

Er werd reeds vóór het begin van de studie op gewezen dat gegevens thans ontbreken om een volledige risico-evaluatie uit te voeren. In verschillende stappen van de risico-evaluatie is er noodzaak aan epidemiologische gegevens/surveillance data. Enerzijds ontbreken kwantitatieve data met betrekking tot het contaminatieniveau van de productgroep met de specifieke pathogeen op het niveau van de retail en in verschillende stadia van de voedselketen. Om risico's in te schatten voor de populatie van een regio/land is er bovendien noodzaak aan consumptiegegevens en/of hygiënepraktijken bij de consument in die specifieke situatie. Door het systematisch in kaart brengen van de verschillende stappen in het riek tot vork continuum van de voedselketen kunnen kritische stappen/processen/opportunities in de voedselketen geïdentificeerd worden alsook de noodzaak, de wijze

en vooral een rangschikking naar prioriteit van dataverzameling in de verschillende stappen aantonen.

Anderzijds is er noodzaak tot een goede monitoring van humane infecties (en oorzakelijk verband met productcategorie) om de risico-evaluatie op vlak van volksgezondheid te verifiëren. Verificatie van risicomodellen is echter een moeilijke taak en kan in de praktijk eigenlijk alleen maar uitgevoerd worden door het vergelijken van het effect van interventie maatregelen met de modelvoorspellingen. Goed uitgebouwde risico-evaluatiemodellen laten immers toe de invloed in te schatten van veranderingen in de productie en opslag van levensmiddelen op het risico. Verschillende scenario's kunnen op een eenvoudige manier worden getest. Vergelijkingen (eventueel in relatieve vorm) zijn mogelijk.

## 5. Doelstelling behaald?

De studie kwam tot de vaststelling dat een aanzienlijke vermindering van het risico kan worden bewerkstelligd door de meest besmette producten te elimineren.

Deze studie heeft leemten in de beschikbare gegevens aan het licht gebracht, en de onderzoeksbehoeften beschreven. Dit betrof onder meer een gebrek aan kwantitatieve gegevens van het *Campylobacter* contaminatieniveau van de betrokken producten, consumentenpraktijken bij opslag en bereiding van de betrokken producten, inzicht in de productiepraktijken en productkarakteristieken van de betrokken producten. Een onderzoeksproject voor het verzamelen van deze informatie werd recent opgestart aan de UGent in opdracht van de FOD Volksgezondheid, Veiligheid van

de Voedselketen en Leefmilieu en moet toelaten om in de toekomst over betere gegevens te beschikken om het model te voeden met representatieve data voor het product en de Belgische situatie met het oog op een beperking van de onzekerheid geassocieerd met de uitkomst van het huidige risico-evaluatiemodel.

## 6. Discussie en specifieke aanbevelingen

Het goed afbakenen van de te beantwoorden vragen en de doelstellingen van de risico-evaluatie is essentieel bij het aanvatten van de studie. Bovendien is een goede communicatie tussen "risk assessors" en "risk managers" tijdens het proces van cruciaal belang. Enerzijds voor de "risk assessors" om de opzet van de studie te doen beantwoorden aan de vraag. Anderzijds voor de "risk managers" om de onzekerheid van de uitkomst ten gevolge van bepaalde veronderstellingen of het aanwenden van limitatieve datasets te verduidelijken.

Er dient opgemerkt te worden dat de voorspellingen uit het risico-evaluatiemodel gepaard gaan met onzekerheid. Bij risico-evaluatie is er bijgevolg nood aan een kritische, objectieve en stapsgewijze analyse van de verschillende deelaspecten van de kwantitatieve risico-evaluatie met het oog op het achterhalen van de impact van de gemaakte veronderstellingen, van de al dan niet beschikbaarheid van gedetailleerde data, van de keuze van de mathematische modellen, etc. op de uitkomst. In praktijk blijkt inderdaad dat de nodige data niet steeds of in onvoldoende mate aanwezig zijn wat aanleiding geeft tot veronderstellingen en onzekerheid. Bij voorkeur

worden risico-evaluaties onderworpen aan een "peer review" door onafhankelijke personen.

Besluitvorming is niet evident rekening houdend met onzekerheid en variabiliteit en het uiteindelijk mathematisch complexe karakter van een complete risico-evaluatie. Er dienen de nodige inspanningen te gebeuren om de resultaten op een dergelijke wijze voor te stellen dat de uitkomsten en besluitvorming toegankelijk zijn.

Naar aanleiding van een risico-evaluatie is een mogelijke optie de ontwikkeling van voedingsnormen waarbij de uitkomsten van blootstellingschatting worden in rekening gebracht. Het stellen van normen vereist het definiëren van meer parameters dan PO's (Performance Objectives) of maximum tolereerbare niveaus die eventueel afgeleid kunnen worden uit de risico-evaluatie. Immers normstelling dient ook een monsternameplan te definiëren ( $n$ ,  $c$ ,  $m$ ,  $M$ ) die het halen van een doelstelling met een zekere mate van betrouwbaarheid kunnen verifiëren.

## 7. Referenties

1. Vellinga et al., 2002. *Emerg Infect Dis*, 8:19.
2. Ghafir et al., 2007. *Int J Food Microbiol*, 116:111.
3. Gezondheid.be, 2005. Beschikbaar op [http://www.gezondheid.be/index.cfm?fuseaction=art&art\\_id=3055](http://www.gezondheid.be/index.cfm?fuseaction=art&art_id=3055).
4. Humphrey et al., 2007. *Int J Food Microbiol*, doi:10.1016/j.ijfoodmicro.2007.01.006.
5. Black et al., 1988. *J Infect Dis*, 157:472.
6. HGR, 2005. Advies van de Hoge Gezondheidsgraad 7947.
7. Uyttendaele et al., 2006. *Int J Food Microbiol*, 111:149.



# Kwantitatieve risicobeoordeling van *Salmonella enterica* serovar Enteritidis in kippeneieren in België

Koen Grijspeerdt<sup>1</sup>, Winy Messens<sup>1</sup> en Lieve Herman<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> ILVO; <sup>2</sup> Sci Com FAVV

## 1. Lokalisatie van het beschouwde gevaar in de voedselketen

*Salmonella* is de tweede meest voorkomende oorzaak van gastro-intestinale infecties in België (*Campylobacter spp.* is de koploper) en werd geïsoleerd bij 3630 gevallen van gastro-enteritis in 2006.

## 2. Referentietermen / doelstelling van de gevalsstudie

Een kwantitatieve risicobeoordeling kan een waardevolle hulp zijn bij het verwezenlijken van de evaluatie van verscheidene mogelijke beheersmaatregelen om het aantal gevallen te reduceren, ondanks de complexiteit van de ei-voedselketen. Een voorbeeld uit het buitenland bewijst dit: een grondige studie werd uitgevoerd in de Verenigde Staten<sup>1</sup> waarin het potentieel effect van remediërende maatregelen werd gesimuleerd. De Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO) heeft dit model als basis genomen van een sjabloon dat kan gebruikt worden om een lokale risicoanalyse uit te werken<sup>2</sup>.

## 3. Risico-evaluatie

### Gevarenidentificatie

Het grootste deel van de salmonellosegevallen werd tot 2006 veroorzaakt door *Salmonella enterica* serovar Enteritidis (SE), nl. 71,4% in 2003 en 45,3 % in 2005. SE wordt vooral geassocieerd met de consumptie van eieren en eiproducten<sup>3</sup>. Door de vaccinatie van de leghennen werden in 2006 voor het eerst meer *Salmonella enterica* serovar Typhimurium (49,4%) dan SE (28,39%) isolaten gerapporteerd door het WIV (persoonlijke communicatie door N. Botteldoorn). Het was/is dan ook één van de prioriteiten van de overheid om de contaminatie van kippeneieren met SE te/nog verder te verminderen.

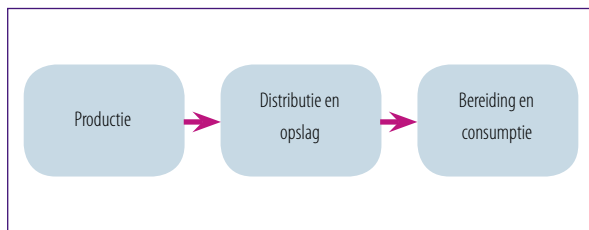
## Gevarenkarakterisatie

Een *Salmonella* infectie blijkt doorgaans beperkt tot een gastro-enteritis, maar kan in sommige gevallen aanleiding geven tot meer ernstige symptomen en leiden tot reactieve artritis, hospitalisatie en zelfs overlijden. Vooral risicogroepen (de zgn. YOPI's: young, old, pregnant and immunosuppressed) zijn kwetsbaar. Een uitgebreide gevarenkarakterisering kan gevonden worden bij de WHO<sup>3</sup>.

## Blootstellingsschatting

Het risicomodel is gebaseerd op het WHO-model voor SE in kippeneieren en -producten<sup>2</sup>. Dit model werd zoveel mogelijk aangepast aan de Belgische situatie. Het omvat productiegegevens zoals het aantal tomen, het gemiddeld aantal dieren per toom en import/export gegevens, maar ook enquêteresultaten over consumentengedrag werden geïncorporeerd<sup>4,5</sup>.

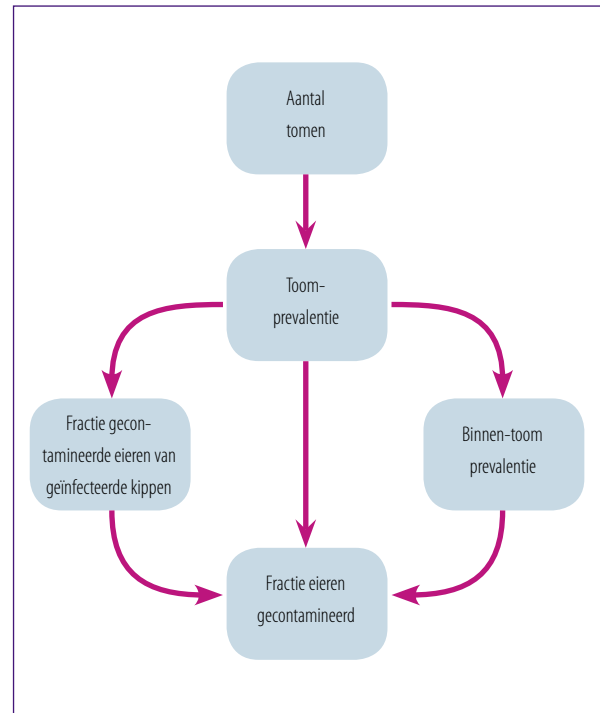
De blootstellingsschatting kan onderverdeeld worden in drie modules: de productiemodule, distributie- en opslagmodule en de consumptiemodule (Figuur 1). Eiproducten zijn op dit moment nog niet geïmplementeerd in het model.



**Figuur 1.** Schematisch overzicht van het risicomodel

## Productiemodule

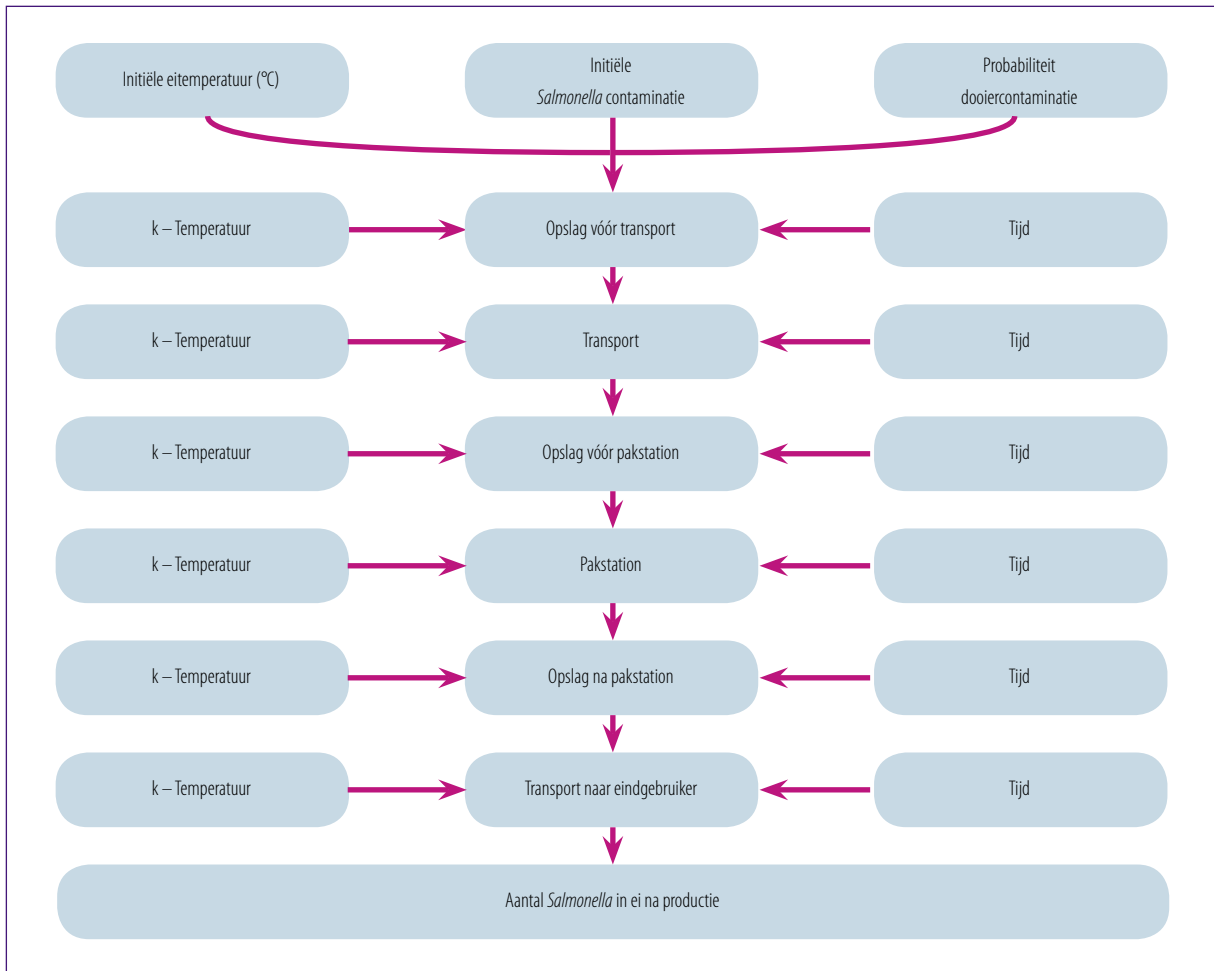
De productiemodule voorspelt de probabiliteit en SE concentratie van een at random gekozen ei in België. Dit wordt onder andere bepaald door de toomprevalentie, de binnen-toom prevalentie en de fractie gecontamineerde eieren gelegd door geïnfecteerde kippen (Figuur 2). De toomprevalentie is uiteraard een belangrijke input van het model. Een exacte schatting voor België is nog niet bekend, daarom werd deze input variabel gehouden voor verdere scenarioanalyse.



**Figuur 2.** De verschillende onderdelen van de productiemodule

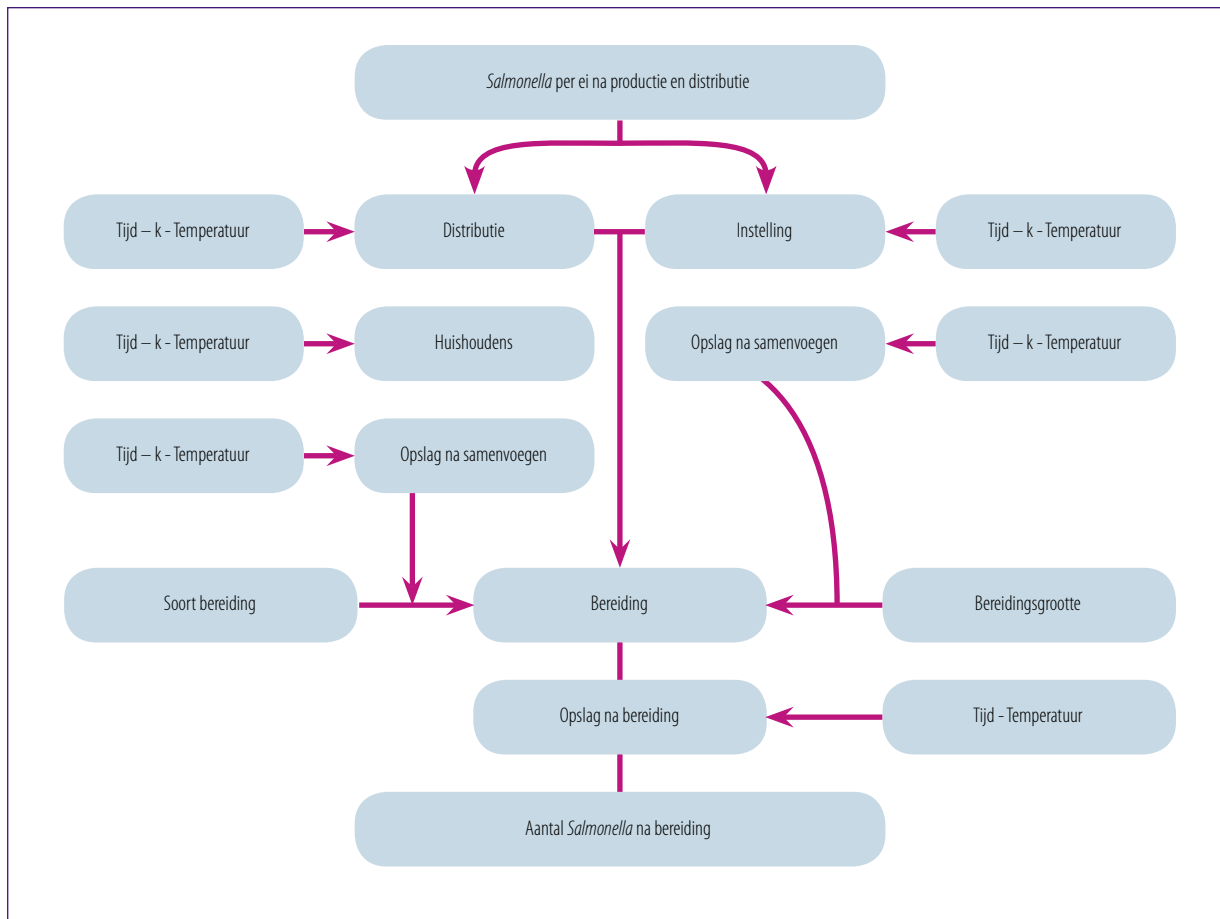
### Distributie- en opslagmodule

In deze module wordt de fase tussen de productie en de consument gemodelleerd. De verschillende stappen zoals transport naar en opslag in het pakstation en het transport naar een verkooppunt of institutionele gebruiker zijn hierin opgenomen (Figuur 3).



**Figuur 3.** De distributie- en opslagmodule, van de productie tot de institutionele eindgebruiker of het verkooppunt

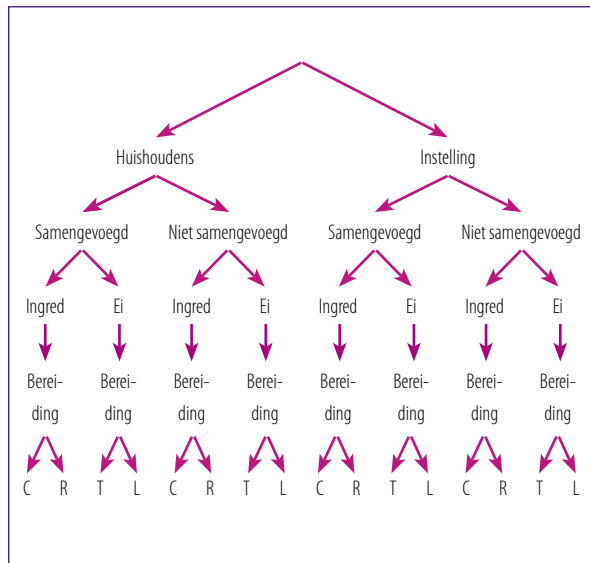
Afhankelijk van het type eindgebruiker zijn de opslagcondities van gecontamineerde eieren verschillend (Figuur 4). De interne eitemperatuur wordt gemodelleerd als functie van de omgevingstijd en -temperatuur met behulp van een specifieke convectieconstante. De output van deze module is een distributie die het aantal SE's in een gecontamineerd ei weergeeft, op het moment dat de bereidingsfase aanvangt.



**Figuur 4.** Opslagcondities afhankelijk van het type eindgebruiker

## Bereiding- en consumptiemodule

De bereidingsmodule simuleert elk gecontamineerd ei volgens een bepaalde route die leidt tot consumptie (Figuur 5). De eindbestemming van een besmet ei kan de detailhandel zijn of institutionele gebruikers. Het kan al dan niet samengevoegd worden met andere eieren. Het kan als geheel geserveerd worden of gebruikt worden als ingrediënt. Het effect van bereiding hangt af van welke route gevolgd wordt. Het aantal maaltijden waaraan een ei toe bijdraagt hangt eveneens af van de gevolgde route. De output van deze module is een distributie voor het aantal SE per maaltijd voor elk van de mogelijke routes. Dit is dan ook het eindpunt van de blootstellingsschatting, zoals gedefinieerd door de WHO<sup>6</sup>.



**Figuur 5.** De verschillende routes die een gecontamineerd ei kan doorlopen in de bereiding- en consumptiemodule (C = verhit, R = rauw, T = grondig verhit, L = mild verhit)

## Bacteriële groei

Bacteriële groei en overleving werden gemodelleerd voor alle mogelijke routes. Enkel groei in de dooier werd beschouwd, en deze kan enkel aanvangen nadat de kwaliteit van het dooiermembraan beneden een kritische grens is gezakt. De afbraak van dit membraan is een functie van de leeftijd van het ei en van de temperaturen waaraan het werd blootgesteld<sup>7,8</sup>. Dit proces is in feite analoog aan een lagfase voor bacteriële groei. Behalve tijdens de bereidingsfase zelf wordt bacteriële afdoening niet in aanmerking genomen. Van een kleine fractie van de eieren wordt verondersteld dat deze initieel besmet waren in de dooier, wat tot directe uitgroei van SE leidt (Figuur 3).

## Risicokarakterisatie

De output van het blootstellingmodel werd gecombineerd met een dosering-respons model. De parameters van dit model werden bepaald aan de hand van WHO uitbraakgegevens<sup>2</sup>.

## 4. Resultaten

### Basis

Het model levert een groot aantal resultaten op, allemaal op jaarbasis. Enkele van deze zijn samengevat in Tabel 1.

**Tabel 1.** Enkele outputs van het basismodel

Output	Minimum	Gemiddelde	Maximum	5 <sup>de</sup> percentiel	95 <sup>ste</sup> percentiel
Besmette eieren	29	70 990	12 480 170	1 156	275 693
Maaltijden	1	259 781	43 416 730	4 138	1 011 592
Aantal zieken	1	18 860	3 399 768	258	72 122
Herstel zonder medische zorgen	0	17 770	3 197 186	242	67 788
Doktersbezoek	0	996	186 807	13	3 848
Hospitalisatie	0	85	14 591	1	330
Morbiditeit	0	9	1 183	0	35
Reactieve artritis	0	565	107 786	8	2 168

Het algemene risico op salmonellose door consumptie van eieren is  $1 \cdot 10^{-4}$  %. Het gemiddelde aantal gevallen is in dezelfde grootteorde als het actueel aantal gevallen gerapporteerd in België in 2002<sup>9</sup>. Tengevolge het bestrijdingsprogramma is het aantal SE gevallen recent aanzienlijk gedaald (3630 gevallen in België in 2006, persoonlijke communicatie door N. Botteldoorn). Deze gegevens zijn echter niet opgenomen in deze studie.

Zoals steeds in dergelijke studies zijn aanzienlijke onzekerheden geassocieerd met de resultaten. Het is daarom aangewezen om dergelijke modellen vooral te gebruiken om trends te detecteren, eerder dan al teveel belang te hechten aan de absolute cijfers.

### Sensitiviteitsanalyse

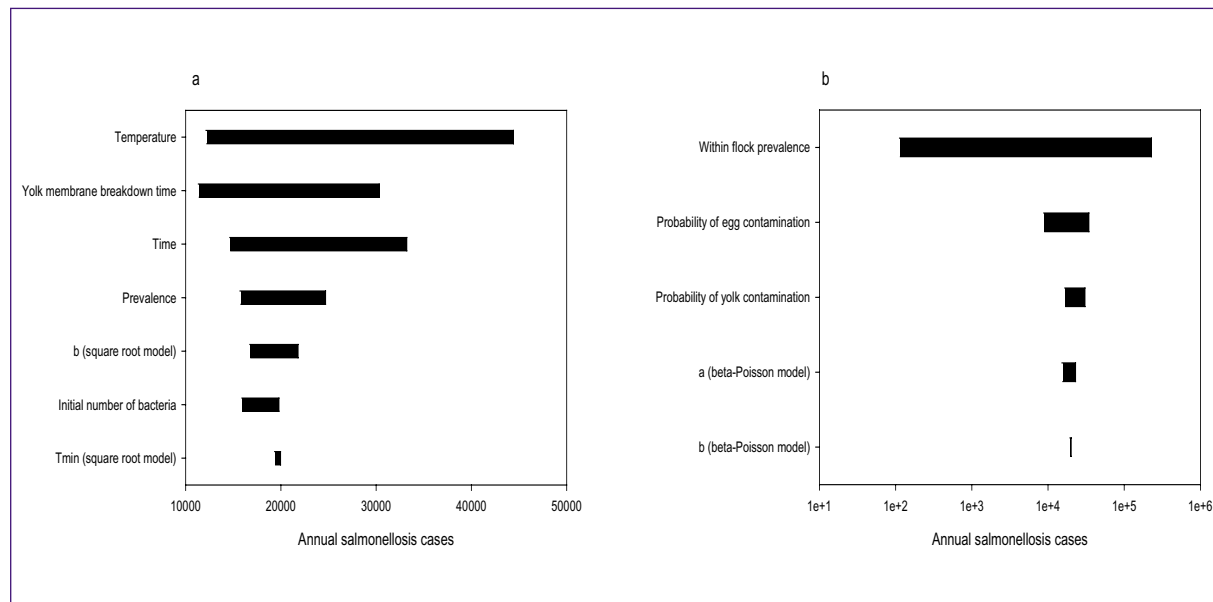
Een sensitiviteitsanalyse werd uitgevoerd door verschillende inputs te laten variëren. Eerst werd een regressie gebaseerde analyse op de resultaten van het basismodel uitgevoerd, zodat een eerste indicatie werd verkregen van de potentieel belangrijkste parameters. In een volgende stap werden deze variabelen dan systematisch gevarieerd: vaste waarden werden stapsgewijs aangepast rond hun basiswaarde in een bereik van 50% ( $\pm 25\%$ ), inputdistributies werden sequentieel vastgezet op hun percentielwaarden (1 tot 99 percentiel), zodat de hele inputdistributie werd bemonsterd.

De resultaten werden samengevat in een tornadografiek (Figuur 6). Aangezien het niet eenvoudig is om vaste en probabilistische inputs te vergelijken werden deze op verschillende grafieken geplaatst. Uit de figuur blijkt duidelijk dat temperatuur één van de meest belangrijke factoren is. Ook de membraan-afbraaktijd blijkt belangrijk, wat verwacht kon worden aangezien dit een alternatief lagfaseconcept is.

De binnentoom prevalentie heeft ook een belangrijke impact op de modelresultaten, meer dan de actuele toomprevalentie. Het bereik voor deze factor is zodanig groot, wat erop kan

wijzen dat de inputdistributie niet voldoende nauwkeurig is bepaald. Deze distributie is inderdaad bepaald op basis van gegevens van één studie<sup>10</sup>. Bijkomende gegevens lijken noodzakelijk om deze onzekerheid te minimaliseren.

Desondanks blijkt deze factor van groot belang, maar is in werkelijkheid moeilijk te manipuleren en zou waarschijnlijk structurele ingrepen vergen in de huisvestingssystemen en het operationeel beheer.



**Figuur 6.** Sensitiviteitsanalyse van een aantal vaste (a) en probabilistische (b) inputs van het model. Vaste waarden variëren tussen -25 tot 25% van de basiswaarde, probabilistische inputs werden gevarieerd tussen het eerste en 99<sup>ste</sup> percentiel

## Interventiemaatregelen

Het model laat toe om op een eenvoudige manier een inschatting te maken van mogelijke interventiemaatregelen. Tabel 2 toont de verandering in voorspelde jaarlijkse gevallen wanneer de temperatuur of de bewaartijd in de keten zou verlaagd worden met 25%, hetzij afzonderlijk, hetzij simultaan.

**Tabel 2.** Verandering in de voorspelde jaarlijkse gevallen bij een 25% reductie in temperatuur en/of bewaartijd

Interventiemaatregel	Gevallen	% reductie
25% afname in temperatuur	12 130	36
25% afname in bewaartijd	14 623	22,5
Combinatie tijd-temperatuur afname	9 974	47

Het effect van een vermindering van de temperatuur in de keten tot beneden 7°C, gedeeltelijk of compleet is samengevat in Tabel 3. De scenario's die in aanmerking worden genomen zijn het instellen van een maximum toelaatbare temperatuur in de distributiesector, bij de consument, in de instellingen. Aangezien de bewaartemperatuur in de instellingen in realiteit al vrij laag is heeft deze maatregel daar weinig effect (3% reductie). De impact van een interventie in de distributiesector is in dezelfde grootteorde als bij de consument (39% reductie). De invoering van een algemene maximumtemperatuur zou tot een voorspelde reductie van 69% leiden.

**Tabel 3.** Modeloutput bij een maximum temperatuur van 7°C op verschillende plaatsen in de keten

		Minimum	Gemiddelde	Maximum	5 <sup>de</sup> percentiel	95 <sup>ste</sup> percentiel
Volledige keten	Gevallen	1	5 810	970 438	52	21 136
	Gevallen uit huishoudens	0	3 378	430 661	28	12 568
	Gevallen uit instellingen	0	2 350	539 777	9	8 452
Distributie	Gevallen	1	11 693	1 164 560	145	50 009
	Gevallen uit huishoudens	0	9 062	866 933	104	37 425
	Gevallen uit instellingen	0	2 553	297 627	12	10 818
Consument	Gevallen	1	11 556	1 698 241	149	46 945
	Gevallen uit huishoudens	0	8 712	479 916	109	35 911
	Gevallen uit instellingen	0	2 728	1 218 325	12	9 496
Instellingen	Gevallen	1	18 307	1 707 966	253	71 894
	Gevallen uit huishoudens	0	15 961	1 542 958	232	66 859
	Gevallen uit instellingen	0	2 234	302 178	9	7 511

## 5. Doelstelling behaald?

Een kwantitatief gaffel tot vork model is per definitie complex en levert resultaten op met een aanzienlijke geassocieerde onzekerheid, waarmee rekening moet gehouden worden bij het interpreteren van deze resultaten. Toch kunnen dergelijke modellen waardevol zijn om belangrijke factoren te identificeren en mogelijke interventie maatregelen te definiëren en evalueren.

## 6. Discussie en specifieke aanbevelingen

Voor dit specifieke geval van SE in kippeneieren in België lijkt de temperatuur een belangrijke factor te zijn om het aantal salmonellose gevallen te reduceren. De meest duurzame oplossing is het totaal *Salmonella* vrij maken van de tomen en de laatste jaren is hier een grote vooruitgang geboekt, onder andere door vaccinatie.

In tussentijd zou het invoeren van een koude keten voor kippeneieren en sensibiliseren van de actoren al een belangrijk positief resultaat kunnen opleveren.

## 7. Dank

De auteurs willen de Europese Commissie danken voor de financiële steun, project QLK5-CT-2001-01606.

## 8. Referenties

1. Hope et al., 2002. Risk Anal, 22:203.
2. World Health Organization, 2003. Microbiological risk assessment series; no. 2.
3. De Schrijver, 2000. Epidemiologisch Bulletin van de Vlaamse Gemeenschap, 30:1.
4. Grijspeerdt et al., 1999. J Food Safety, 19:249.
5. Messens et al., 2002. J Food Safety, 22:273.
6. Notermans et al., 1996. Int J Food Microbiol, 30:3.
7. Baker et al., 1998. US Department of Agricultural Food Safety and Inspection Service Report. 268p.
8. Almonacid et al., 2002. J Food Sci, 67:1115.
9. Nationaal Referentiecentrum voor Salmonella en Shigella, 2003. Wetenschappelijk Instituut voor de Volksgezondheid, Afdeling bacteriologie, Departement Microbiologie Report. 47p.
10. Humphrey et al., 1989. Epidemiol Inf, 103:415.



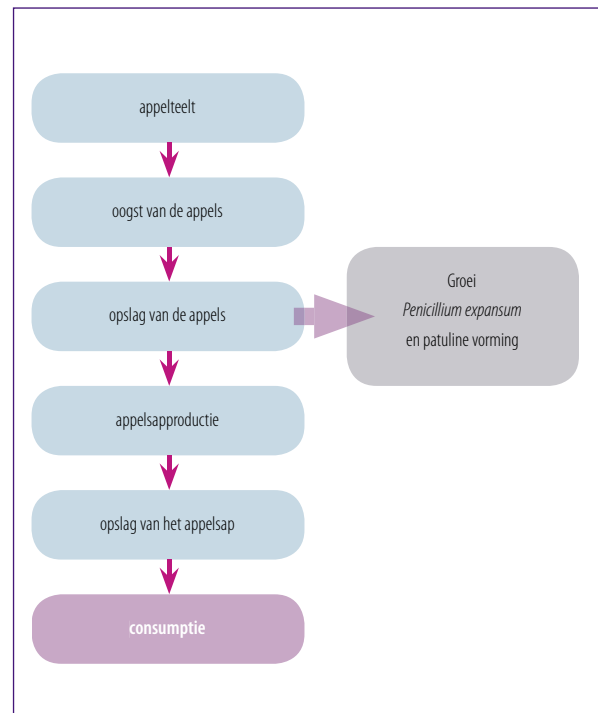
# Patuline in appelsap

Katleen Baert<sup>1</sup>, Bruno De Meulenaer<sup>1</sup>, Frederik Verdonck<sup>1,2</sup>, Inge Huybrechts<sup>1</sup>, Stefaan De Henauw<sup>1</sup>, Peter A. Vanrolleghem<sup>1</sup>, Johan Debevere<sup>1,3</sup> en Frank Devlieghere<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universiteit Gent; <sup>2</sup> EURAS; <sup>3</sup> Sci Com FAVV

## 1. Lokalisatie van het beschouwde gevaar in de voedselketen

Patuline is een mycotoxine dat voornamelijk gevormd wordt door *Penicillium expansum*, een schimmel die frequent wordt teruggevonden op appels. Infectie van de appels treedt op tijdens de oogst en de opslag van de appels en tijdens de opslag zal de schimmel verder uitgroeien en patuline vormen. Bij de productie van appelsap komt patuline in het sap terecht, wat leidt tot de blootstelling van de consument (Figuur 1).



**Figuur 1.** Stroomschema van de appelsapproductie ( ■ bestudeerde stap in de voorgestelde gevalstudie)

## 2. Referentietermen / doelstelling van de gevalsstudie

Patuline wordt meestal teruggevonden als een contaminant van appels en afgeleide producten zoals appelsap. Onderzoek heeft aangetoond dat hoewel de incidentie van patuline in biologisch (12%), conventioneel (13%) en ambachtelijk (10%) appelsap niet significant verschillend is, de gemiddelde concentratie van patuline in gecontamineerde stalen significant hoger is in biologisch (41.3 µg/liter) dan in conventioneel (10.2 µg/liter) en ambachtelijk (10.5 µg/liter) appelsap<sup>1</sup>. Het doel van deze studie was na te gaan of deze hogere patulinegehalten ook een invloed hebben op de volksgezondheid. Hiervoor werd de blootstelling aan patuline vergeleken met de toereerbare dagelijkse inname (TDI). In deze studie werd de focus gelegd op jonge kinderen die via appelsap blootgesteld worden aan patuline, aangezien een studie binnen de Europese Unie heeft aangetoond dat jonge kinderen een hogere patuline-inname hebben in vergelijking met andere populatiegroepen en dat appelsap en appelnectar de belangrijkste bronnen zijn van patuline<sup>2</sup>. Een tweede doelstelling was het vergelijken van verschillende maatregelen om de patulineblootstelling van jonge kinderen te reduceren. Een eerste maatregel die getest werd is het voorstel van de Europese Commissie om het maximumgehalte (ML) voor patuline in appelsap te verlagen<sup>3</sup>. Een tweede scenario dat getest werd is een afname van de appelsapconsumptie door jonge kinderen zoals wordt geadviseerd door kinderartsen<sup>4</sup>.

## 3. Risico-evaluatie

### Gevarenidentificatie

Patuline werd oorspronkelijk geïsoleerd als antibioticum tijdens de zoektocht naar nieuwe antibiotica, na de ontdekking van penicilline door Fleming in 1929. Hoewel een klinische studie aantoonde dat patuline kan gebruikt worden voor de behandeling van verkoudheden<sup>5</sup>, werd het niet voor dit doel gebruikt aangezien verschillende negatieve gezondheidseffecten worden toegeschreven aan deze verbinding<sup>6</sup>. Patuline is acut toxisch<sup>7-9</sup>, genotoxisch<sup>10-12</sup>, cytotoxisch<sup>13</sup>, immunosuppressief<sup>14,15</sup>, teratogeen<sup>16,17</sup> en mogelijks neurotoxisch<sup>18</sup>. Patuline heeft een sterke affiniteit voor sulfhydrylgroepen, wat de inactivatie van enzymen veroorzaakt<sup>19</sup> en mogelijks de cytotoxische en sommige genotoxische effecten verklaart<sup>20</sup>. Het is echter onwaarschijnlijk dat de toxiciteit systemisch is, aangezien patuline snel degradeert na absorptie in het gastro-intestinaal kanaal waardoor het waarschijnlijk enkel lokale toxische effecten zal veroorzaken<sup>21,22</sup>. Patuline werd lang als een carcinogene verbinding beschouwd op basis van een studie uitgevoerd door Dickens and Jones in 1961<sup>23</sup>, maar volgens het international agentschap voor onderzoek naar kanker (IARC) is er onvoldoende bewijs om te besluiten dat patuline carcinogeen is in proefdieren<sup>24</sup>.

### Gevarenkarakterisatie

Op basis van een dosering- responsstudie werd de NOAEL (no observed adverse effect level) voor patuline vastgelegd op 43 µg/kg lichaamsgewicht/dag (µg/kg lg/dag). JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) heeft op basis van deze waarde en een veiligheidsfactor van 100,

0.4 µg/kg lichaamsgewicht/dag vooropgesteld als TDI voor patuline<sup>25</sup>.

## Blootstellingschatting

In deze gevalstudie werd de patulineblootstelling van kleuters door de consumptie van appelsap bepaald aan de hand van probabilistische technieken op basis van Monte Carlo simulatie. De appelsapconsumptie werd bepaald aan de hand van een epidemiologische studie die de nutritionele gewoonten bij kleuters in Vlaanderen onderzocht (2,5-6,5 jaar)<sup>26</sup>. Voor de contaminatiedata werden 177 appelsappen geanalyseerd op hun patulinegehalte<sup>1</sup>. De blootstelling werd ingeschat door de consumptiedata te vermenigvuldigen met de contaminatiedata van biologisch, conventioneel en ambachtelijk appelsap, zoals weergegeven in volgende formule.

$$\begin{aligned} \text{Patuline-inname (}\mu\text{g/kg lg/dag)} = \\ \text{concentratie van patuline in appelsap (}\mu\text{g/kg)} \\ \times \text{appelsapconsumptie (g/kg lg/dag)} \times 0.001 \text{ (kg/g)} \end{aligned}$$

Hierbij werd verondersteld dat een consument, slechts één van de 3 types appelsap gebruikt (een gebruiker van biologisch appelsap, zal enkel biologisch appelsap consumeren). Er werd ook verondersteld dat het consumptiepatroon voor de 3 groepen van consumenten (biologisch, ambachtelijk en conventioneel) hetzelfde was.

Vooraleer van start te kunnen gaan met het uitvoeren van de blootstellingschatting, diende een geschikte manier gevonden te worden om de stalen met een concentratie beneden de detectielimiet (DL) te behandelen aangezien tussen de 87 en 91% van de stalen tot deze groep behoren. De DL bedroeg 5,2

en 8,6 µg/kg voor respectievelijk klaar en troebel appelsap. In de literatuur (e.g. Govaerts et al. en Tressou et al.<sup>27-28</sup>), worden data onder de DL ofwel vervangen door de corresponderende DL, ofwel door de DL gedeeld door twee ofwel door nul.

Wanneer deze drie methoden vergeleken werden, dan bleek dat de keuze van de methode een invloed had op de hogere percentielen van de blootstelling, waarbij de blootstelling opliep tot waarden rond de TDI (0.4 µg/kg lg/dag). Zelfs het 99<sup>ste</sup> percentiel met een blootstelling rond de TDI werd beïnvloed door de keuze van de behandelingswijze voor de data onder de DL. Een diepgaande analyse van de data toonde aan dat de appelsapconsumptie kon oplopen tot 67.3 g/kg lg/dag, zodanig dat zelfs bij een concentratie onder de DL (bv. 8 µg/kg) de patuline-inname 0.5 µg/kg lg/dag bedroeg. Bijgevolg werd een vierde methode uitgewerkt. De geobserveerde variabiliteit van de patulineconcentraties in appelsap boven de DL werd ook verwacht om voor te komen voor concentraties beneden de DL. Daarom werden de data beneden de DL vervangen door willekeurige stalen van een uniforme distributie met onzekere grenzen, namelijk een uniforme distributie met  $\alpha$  als minimum ( $\alpha$  = uniforme distributie tussen 0 en de DL) en  $\beta$  als maximum ( $\beta$  = uniforme distributie tussen 0 en de DL). Een vergelijking van de gesimuleerde blootstellingen voor de methode met de uniforme distributie en de vaste waarde DL/2 toonde aan dat de gesimuleerde blootstellingen gelijkaardig zijn, maar grotere betrouwbaarheidsintervallen bekomen werden voor de methode met de uniforme distributie. Dit is een betere weerspiegeling van de realiteit aangezien grote onzekerheid bestaat over de concentraties lager dan de DL. Bijkomende informatie is terug te vinden in Baert et al.<sup>29</sup>.

De methode op basis van de uniforme distributie werd

gebruikt om de patulineblootstelling bij Vlaamse jonge kinderen na te gaan (Tabel 1). Simulaties toonden aan dat 83% van de kinderen geen patuline innamen via appelsap (op basis van 3-daagse inname). Hogere blootstellingen werden waargenomen voor biologisch appelsap in vergelijking met de andere 2 appelsappen.

**Tabel 1.** Blootstelling aan patuline ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  lg/dag) voor verschillende appelsappen (AS) (mediaan [90% betrouwbaarheidsinterval])

	Biologisch AS	Conventioneel AS	Ambachtelijk AS
P83*	0 [0-0]	0 [0-0]	0 [0-0]
P90	0.039 [0.014-0.069]	0.030 [0.011-0.049]	0.037 [0.013-0.066]
P95	0.072 [0.027-0.117]	0.059 [0.031-0.085]	0.065 [0.027-0.102]
P97.5	0.135 [0.053-0.229]	0.095 [0.057-0.133]	0.102 [0.047-0.151]
P99	0.350 [0.143-0.822]	0.156 [0.106-0.206]	0.150 [0.084-0.229]
P99.9	1.471 [0.526-3.066]	0.328 [0.210-0.548]	0.298 [0.156-0.460]
Gemiddelde	0.019 [0.010-0.032]	0.009 [0.006-0.013]	0.010 [0.005-0.015]

\*83<sup>ste</sup> percentiel

Aangezien de simulatie van de blootstelling aantoonde dat de TDI voor patuline soms overschreden wordt, werden 2 scenario's geëvalueerd met als doel de patuline-inname te reduceren. In Verordening 1425/2003 met betrekking tot patuline werd voorzien dat de Europese Commissie het ML voor patuline zou verlagen. Om het effect van een verlaging van het ML te testen, werd de huidige limiet van 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  gereduceerd met 50%, resulterend in een nieuwe limiet van 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Er werd verondersteld dat alle appelsappen met een patulinegehalte boven 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$  van de markt zouden verwijderd worden. Aangezien concentraties boven 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$  enkel werden waargenomen voor biologisch appelsap werd deze maatregel enkel voor dit type appelsap getest. Voor

het 99.9<sup>ste</sup> percentiel werd een reductie van 54% bekomen wanneer de contaminatie lager was dan 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  en een reductie van 79% wanneer de contaminatie lager was dan 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Tabel 2). Voor het 95<sup>ste</sup> percentiel werd echter een reductie van 4% bekomen indien de contaminatie lager was dan 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  en 11% indien lager dan 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Dit toont aan dat een reductie van de contaminatie voornamelijk de hoge blootstellingen reduceert, wat tevens de kinderen met het hoogste risico zijn.

**Tabel 2.** Blootstelling aan patuline ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  lg/dag) voor biologisch appelsap (AS) voor verschillende contaminatieniveaus (mediaan [90% betrouwbaarheidsinterval])

p	Huidige situatie	Contaminatie <50 $\mu\text{g}/\text{l}$	Contaminatie <25 $\mu\text{g}/\text{l}$
P50*	0 [0-0]	0 [0-0]	0 [0-0]
P90	0.039 [0.014-0.069]	0.040 [0.013-0.072]	0.038 [0.011-0.068]
P95	0.072 [0.027-0.117]	0.069 [0.025-0.112]	0.064 [0.022-0.102]
P97.5	0.135 [0.053-0.229]	0.118 [0.045-0.186]	0.099 [0.036-0.157]
P99	0.350 [0.143-0.822]	0.226 [0.107-0.443]	0.154 [0.066-0.222]
P99.9	1.471 [0.526-3.066]	0.682 [0.320-1.402]	0.309 [0.171-0.491]
Gemiddelde	0.019 [0.010-0.032]	0.014 [0.007-0.021]	0.010 [0.004-0.015]

\*50<sup>e</sup> percentiel

Een tweede scenario dat getest werd, was de beperking van appelsapconsumptie. In België wordt aangeraden om de fruitsapconsumptie van jonge kinderen te beperken tot ongeveer 200 ml/dag<sup>30</sup>. Consumptiedata tonen echter aan dat deze aanbeveling overschreden wordt. Daarom werd de patulineblootstelling bepaald indien de fruitsapconsumptie beperkt zou worden tot 200 ml/dag. Vergelijking van de blootstelling voor beperkte consumptie met de huidige consumptie toont aan dat de blootstelling (99.9<sup>ste</sup> percentiel) voor biologisch appelsap gereduceerd werd met 43%, terwijl dit voor conventioneel en ambachtelijk appelsap respectie-

velijk 49 en 54% was (Tabel 3). Deze hogere reducties voor conventioneel en ambachtelijk appelsap kunnen in verband gebracht worden met de lagere patulineconcentraties die geobserveerd werden in deze appelsaptypes. Dit toont aan dat een reductie van de appelsapconsumptie meer effect heeft als het contaminatieniveau lager is.

**Tabel 3.** Blootstelling aan patuline ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  lg/dag) voor verschillende appelsappen (AS) indien de fruitsapconsumptie beperkt wordt tot 200ml/dag (mediaan [90% betrouwbaarheidsinterval])

p	Biologisch AS	Conventioneel AS	Ambachtelijk AS
P <sub>50</sub> *	0 [0-0]	0 [0-0]	0 [0-0]
P <sub>90</sub>	0.026 [0.009-0.047]	0.019 [0.007-0.033]	0.024 [0.008-0.041]
P <sub>95</sub>	0.048 [0.018-0.077]	0.038 [0.020-0.056]	0.044 [0.018-0.073]
P <sub>97.5</sub>	0.069 [0.028-0.121]	0.056 [0.033-0.078]	0.059 [0.027-0.090]
P <sub>99</sub>	0.183 [0.067-0.519]	0.085 [0.058-0.118]	0.085 [0.039-0.120]
P <sub>99.9</sub>	0.844 [0.371-1.634]	0.167 [0.116-0.217]	0.136 [0.066-0.167]
Gemiddelde	0.006 [0.011-0.018]	0.005 [0.004-0.007]	0.006 [0.003-0.009]

\*50<sup>e</sup> percentiel

### Risicokarakterisatie

Het samenbrengen van de gegevens uit de gevarenkarakterisatie en de blootstellingsschatting heeft aangetoond dat de probabiliteit om de TDI te overschrijden bij de consumptie van biologisch appelsap 0.009 [90% BI: 0.003-0.018] bedroeg terwijl dit voor conventioneel en ambachtelijk respectievelijk 0.001 [90% BI: 0-0.003] en 0 [90% BI: 0-0.002] was.

Indien de appelsapconsumptie beperkt wordt, zullen kinderen die conventioneel of ambachtelijk appelsap consumeren de TDI niet overschrijden [90% BI: 0-0]. Voor biologisch appelsap verlaagde de probabiliteit om de TDI te overschrijden van 0.009 [90% BI: 0.003-0.018] naar 0.006 [90% BI: 0.001-0.014].

## 4. Doelstelling behaald ?

Door gebruik te maken van probabilistische technieken en contaminatiedata die specifiek voor deze risico-evaluatie werden verzameld was het mogelijk om de blootstelling aan patuline in te schatten voor kleuters in België. Daarnaast heeft het onderzoek ook toegelaten om verschillende manieren te testen om de blootstelling te reduceren.

## 5. Discussie en specifieke aanbevelingen

Het beschreven onderzoek toont aan dat de consumptie van appelsap en meer bepaald van biologisch appelsap door jonge kinderen kan leiden tot het overschrijden van de TDI. Bovendien werd aangetoond dat het huidig ML van 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  onvoldoende bescherming geeft aan jonge kinderen voor het overschrijden van de TDI. Twee maatregelen werden getest om de blootstelling aan patuline te reduceren. Het verlagen van het ML van patuline in appelsap is de meest doeltreffende beleidsmaatregel om de blootstelling aan patuline bij jonge kinderen te verlagen. In 2<sup>de</sup> instantie kan een verdere reductie van de blootstelling bekomen worden door de reductie van appelsapconsumptie. Hierbij dient opgemerkt te worden dat ML bij wet verplicht worden, terwijl voedingsaanbevelingen enkel richtlijnen zijn die vaak genegeerd worden of niet gekend zijn door de bevolking. De aanbeveling om de ML te verlagen impliceert ook de noodzakelijkheid om aanbevelingen te formuleren voor de producenten hoe deze verlaagde ML kan gehaald worden. Daartoe kan gebruik gemaakt worden van een “van riek tot

vork" benadering waarbij de volledige keten in de risico-evaluatie wordt opgenomen, inclusief de groei en patulineproductie door *P. expansum*.

Daarnaast werd ook aangetoond dat een geschikte benadering van concentratiedata onder de DL niet mag onderschat worden en moet voor iedere dataset afzonderlijk bekeken en geëvalueerd worden.

## 6. Referenties

1. Baert et al., 2006. *J Food Prot*, 69:1371.
2. Directorate – General Health and Consumer Protection, 2002. Reports on tasks for scientific cooperation task 3.2.8.; 135p.
3. Europese Commissie, 2003. Official Journal of the European Union, L203:1.
4. American Academy of Pediatrics, 2001. *Pediatrics*, 107:1210.
5. Raistrick et al., 1943. *Lancet*, 245:625.
6. Moake et al., 2005. *Compr Rev Food Sci F*, 4:8.
7. Escoula et al., 1977. *Ann Rech Vet*, 8:41.
8. McKinley et al., 1980. *Food Cosmet Toxicol*, 18:181.
9. Mckinley et al., 1980. *Food Cosmet Toxicol*, 18:173.
10. Alves et al., 2000. *Mutagenesis*, 15:229.
11. Liu et al., 2003. *Toxicol Appl Pharm*, 191:255.
12. Schumacher et al., 2003. *N-S Arch Pharmacol*, 367(Suppl. 1):166.
13. Riley et al., 1991. *Toxicol Appl Pharm*, 109:108.
14. Escoula et al., 1988. *Mycopathologia*, 103:153.
15. Escoula et al., 1988. *Int J Immunopharmacol*, 10:983.
16. Ciegler et al., 1993. *Appl Environ Microbiol*, 31:664.
17. Sugiyanto et al., 1993. *Environ Medicine*, 37:43.
18. Devaraj et al., 1982. *Indian J Exp Biol*, 20:230.
19. Arafat et al., 1985. *Chem-Biol Interact*, 56:333.
20. Speijers, 2004. In: Magan et al. (Eds.), *Mycotoxins in food: Detection and control*. New York: Woodhead publishing.
21. Rychlik, 2003. *Food Add Contam*, 20:829.
22. Rychlik et al., 2004. *Food Chem Toxicol*, 42:729.
23. Dickens et al., 1961. *Brit J Cancer*, 15:85.
24. IARC, 1987. Patulin – Summary of data reported and evaluation, 40:83.
25. JECFA, 1995. WHO Technical report Series, NO 859.
26. Huybrechts et al., 2006. *Brit J Nutr*, 95:1.
27. Govaerts et al., 2005. *Environmetrics*, 16:109.
28. Tressou et al., 2004. *Regul Toxicol Pharm*, 40:252.
29. Baert et al., 2007. *Food Chem Toxicol*, 45:1745.
30. Vlaams Instituut voor Gezondheidspromotie, 2004. *De voedingsdriehoek: een praktische voedingsgids*.



# Dioxinen in de voedselketen: risico-evaluatie binnen het normatief kader en in de context van een incidenteel accident

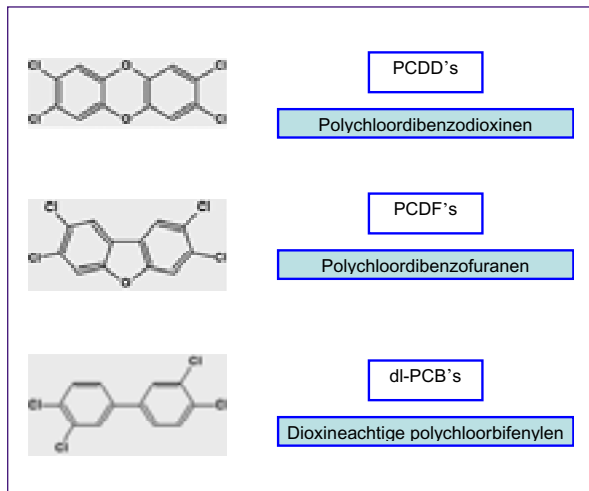
Luc Pussemier<sup>1,2</sup>, Valérie Vromman<sup>3</sup> en Claude Saegerman<sup>4</sup>

<sup>1</sup> CERVA-CODA ; <sup>2</sup> Sci Com FAVV ; <sup>3</sup> FAVV; <sup>4</sup> Université de Liège

*De ontstaansgeschiedenis van het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen hangt nauw samen met de problematiek van dioxinen in de voedselketen. Het incident dat zich in 1999 in België voordeed, was één van de elementen die aanleiding gaven tot de oprichting van het Agentschap<sup>1</sup>. Sindsdien deden zich, ondanks de invoering van het CONSUM-programma (CONtaminants SURveillance systeM) door het Agentschap, geregeld incidenten voor met polychloorbifenylen (PCB's) en dioxinen. Wil dat zeggen dat er niet echt veel veranderd is? Dat de controle ontoereikend is? Dat een risico-evaluatie het niet altijd mogelijk maakt de ware problemen in te schatten? Deze gevalstudie over "dioxinen" heeft als doel een methodologie voor risico-evaluatie aan te reiken die zowel in het algemeen kan worden gebruikt om een toxicologische drempelwaarde en normen vast te leggen, als binnen de context van een incidenteel accident dat een weerslag kan hebben op de volksgezondheid.*

## 1. Lokalisatie van het beschouwde gevaar in de voedselketen

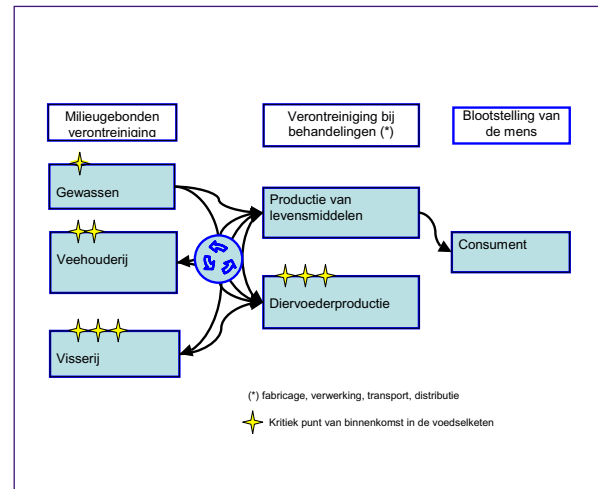
Dioxinen (polychloordibenzodioxinen, PCDD's en polychloordibenzofuranen, PCDF's) ontstaan op spontane wijze (bijvoorbeeld na bosbranden) of als gevolg van een menselijke activiteit (bijvoorbeeld in de staalindustrie, bij verbranding, in de chemische industrie als syntheseonzuiverheden of bij accidenten zoals in Seveso of bij transport) (Figuur 1). Het zijn dan ook persistente organische pollutanten (POPs) van het milieu die ook bepaalde natuurlijke hulpbronnen (bijv. kleiafzettingen) en zelfs technologische hulpstoffen (bijvoorbeeld in de levensmiddelenindustrie gebruikte HCl) kunnen verontreinigen<sup>2,3</sup>. Dioxineachtige PCB's (dioxin like PCBs, dl-PCBs) behoren dan weer tot de groep van de PCB's in de ruime betekenis. Van deze stoffen is de industriële productie verboden, maar is er nog een grote historische voorraad aanwezig in het milieu. Vroeger kwamen PCB's eveneens in de voeding terecht tijdens de verwerkingsprocessen van landbouwproducten en de bereiding van levensmiddelen (bijvoorbeeld lekken in warmtewisselaars, elektrische transformatoren)<sup>4</sup>.



**Figuur 1.** Chemische structuur van polychloordibenzodioxinen (PCDD's), polychloordibenzofuranen (PCDF's) en dioxineachtige polychloorbifenylen (dl-PCB's)

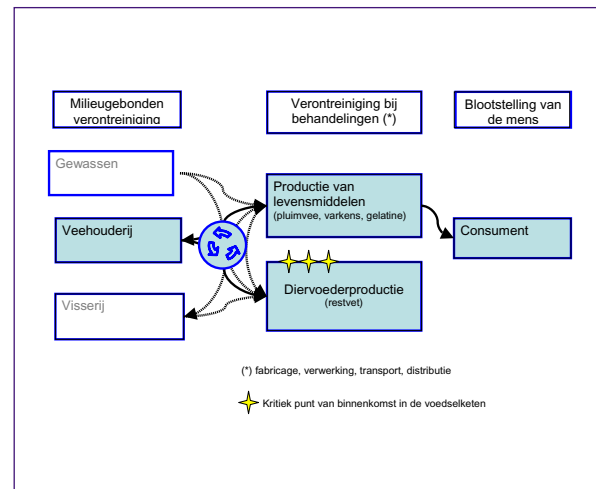
Figuur 2 laat toe de lokalisatie van het gevaar "dioxinen" in de voedselketen te visualiseren, een gevaar dat vooral zijn oorsprong vindt in het milieu (linkerkolom) of in processen voor de productie of de fabricage/verwerking/vervoer/distributie van levensmiddelen (middelste kolom) om via verontreiniging van levensmiddelen bij de mens uit te komen (rechterkolom). Er moet in het bijzonder worden gewezen op de talrijke interacties tussen de middelste kolom en de linkerkolom als gevolg van de productie van diervoeders (onder meer op basis van visserijproducten), de veeteelt en vervolgens de ophoping van dioxinen in bij voorkeur levensmiddelen van dierlijke oorsprong zoals melk, vlees, dierlijk vet en eieren. Deze figuur laat zien dat zowel het milieu (en de invloed ervan op de kwaliteit van visserijproducten) als de productie van diervoeders (verontreiniging van grondstof-

fen, technologische hulpstoffen) kritieke punten zijn langs waar dioxinen in de voedselketen kunnen terecht komen. Een globale risico-evaluatie moet rekening houden met al deze elementen die bijdragen aan de blootstelling van de mens via de voeding. Volledigheidshalve zou met betrekking tot het aspect "blootstelling van de mens" moeten worden gewezen op de bijzondere plaats die wordt ingenomen door jonge vrouwen die zwanger kunnen worden en hun baby's borstvoeding kunnen geven. Blootstelling in utero en blootstelling bij borstvoeding zijn cruciale stappen in het proces van de blootstelling van de mens aan dioxinen en kunnen dus van grote invloed zijn op de gezondheid van de foetus of de zuigeling.



**Figuur 2.** Algemeen schema van verontreiniging van de voedselketen met dioxinen en kritieke punten van binnenkomst

Aan de hand van Figuur 3 kan het gevaar “dioxinen” nauwkeuriger worden gelokaliseerd in het kader van een losstaand incident dat zich in 2005 voordeed, met update begin 2006. In dit geval moet het beginpunt van de verontreiniging worden gezocht in een technologische hulpstof (HCl) die wordt gebruikt bij de extractie van gelatine. Het restvet (Free Fatty Acid fats, FFA) wordt verwerkt in voeders voor varkens en pluimvee. Bij de specifieke risico-evaluatie die in samenhang met dit incident werd gemaakt, werd rekening gehouden met de blootstelling van de consument via consumptie van dierlijke producten (vet van varkens en pluimvee) maar ook via de consumptie van gelatine (omdat deze wordt bereid door middel van zure hydrolyse van ontvette varkensbeenderen en via een aantal specifieke bereidingen rechtstreeks in de voedselketen terechtkomt). In dit geval ligt het kritieke punt van binnenkomst in de voedselketen vooral in het proces voor de fabricage van restvet voor de diervoeding. Dieren die dit als voeder krijgen, kunnen zelf als grondstof voor de productie van restvet worden gebruikt zodat, wanneer geen controle wordt verricht, de kans bestaat dat de verontreiniging van de voedselketen, en bijgevolg ook de blootstelling van de mens, groter wordt. Het in de voedselketen terechtkomen van dioxinen via gelatine is daarentegen een bijzonder aandachtspunt omdat dit geval duidelijk aantoont dat het noodzakelijk is alle bereidings- en verwerkingsprocessen van levensmiddeleningredienten goed te kennen en te bestuderen, ook als het betreffende ingrediënt (gelatine) bij een eerste analyse in geen geval een stof blijkt te zijn die vatbaar is voor verontreiniging met dioxinen.



**Figuur 3.** Schema van de verontreiniging van de voedselketen door dioxinen bij het specifieke incident dat in 2006 in België werd aangetoond en kritiek punt van binnenkomst

## 2. Referentietermen / doelstelling van de gevalstudie

Dit artikel heeft als doel algemene informatie te verschaffen omtrent de evaluatie van de gezondheidsrisico's die samenhangen met de aanwezigheid van dioxinen in de voeding. Met het oog daarop wordt toelichting verstrekt bij de algemene principes die worden toegepast wanneer normen voor voedingsproducten worden vastgelegd. Het betreft hier een klassieke oefening met betrekking tot risico-evaluatie die steunt op de vaststelling van een maximale innamedrempel, in dit geval de voorlopig tolereerbare dosis per week of per maand (Provisional Tolerable Weekly Intake, PTWI of Provisional Tolerable Montly Intake, PTMI). Deze Toxicologische Referentiewaarden (TRW) worden bepaald op basis van

experimenten met proefdieren en door het toepassen van onzekerheidsfactoren die een extrapolatie naar de mens mogelijk maken. Er dient opgemerkt dat deze karakterisatie van het gevaar "dioxine" op gelijkaardige maar niet identieke wijze werd uitgevoerd door diverse internationale instanties en dat de verschillende studies vrij goed vergelijkbare TRW's hebben opgeleverd. Bijgevolg wordt de evaluatie van het risico voor de gehele bevolking gemaakt door de TRW, die door de Europese instanties werd vastgelegd (in dit geval een PTWI), te vergelijken met de blootstelling van de bevolking in landen waar relevante gegevens beschikbaar zijn.

Om de evaluatie van chemische risico's in verband met een specifiek incident concreet te illustreren, werd gebruik gemaakt van een recent voorbeeld dat in januari 2006 werd aangetoond. In dit geval moest het Wetenschappelijk Comité van het FAVV snel evalueren in welke mate de humane blootstelling na het incident een risico kon inhouden voor de volksgezondheid. De daarbij toegepaste methode steunde i) op het opmaken van realistische scenario's met betrekking tot de verontreiniging bij de toelieferaars van de voedselketen (verontreinigingsniveaus van restvet), ii) op het inschatten van de dioxineconcentraties in dierlijke producten na verontreiniging van de voeders volgens de eerder opgemaakte scenario's, iii) op het inschatten van de blootstelling van de consument na inname van de verschillende producten die verontreinigd konden zijn en, ten slotte, iv) op de vergelijking van de extra lichamelijke belasting met dioxinen als gevolg van het incident in vergelijking met het achtergrondblootstelling van de bevolking in het algemeen.

### 3. Risico-evaluatie

#### **Gevarenidentificatie: welke chemische stoffen en welke toxische effecten ?**

Met de term "dioxinen" worden verschillende soorten chemische verbindingen aangeduid (Figuur 1), nl. de 210 congenen van de groep van de PCDDs (polychloordibenzodioxinen) en PCDFs (polychloordibenzofuranen). Eigenlijk zijn slechts 17 congenen van PCDD's/PCDF's toxisch, onder meer het welbekende TCDD (tetrachloordibenzodioxine of "Seveso-dioxine") dat de meest toxische molecule is. Er worden vooral toxicologische studies uitgevoerd op TCDD en, bij het berekenen van de blootstelling, wordt het relatieve aandeel van de andere congenen ingeschat aan de hand van toxiciteitsequivalentiefactoren (TEF) zodat een totaal kwantitatief resultaat kan worden verkregen dat is uitgedrukt in toxische dioxine-equivalenten (TEQ). Naast de PCDD's/PCDF's moeten ook andere verbindingen in beschouwing worden genomen die een dioxineactiviteit kunnen vertonen, namelijk de dioxineachtige polychloorbifenylen (dl-PCBs).

Er moet dan ook worden onderstreept dat er andere verbindingen bestaan die een dioxineachtig biologisch activiteitsmechanisme kunnen vertonen, d.w.z. die zich kunnen binden aan de specifieke celreceptor (arylhydrocarbon receptor, AhR), en dat die andere verbindingen (tot dusver) niet in aanmerking worden genomen in de risico-evaluatie van dioxine ofschoon sommige ervan een interactie kunnen aangaan met een aantal cellulaire testen die werden ontwikkeld om dioxinen op te sporen (bijvoorbeeld, het CALUX-systeem).

De bij mensen aangetoonde toxische effecten van dioxinen betreffen hepatotoxiciteit, chlooracne (alhoewel de relatie tussen dosis en effect niet duidelijk is vastgelegd), kanker (bij beroepsmatige blootstelling) en wijziging van de geslachtsverhouding (aangetoond in de populatie die bij het Seveso-accident werd blootgesteld). Bij dieren moet melding worden gemaakt van een zeer grote variabiliteit van de letale dosis voor 50% van de populatie (DL50) : van 1 mg/kg bij cavia's tot 5 000 mg/kg bij hamsters<sup>5</sup>. Met betrekking tot de chronische toxiciteit moet worden gewezen op gewichtsverlies, thymusatrofie, hepatotoxiciteit (met inbegrip van de aanwezigheid van levercarcinomen en schildklierfollikels)<sup>2</sup>. De studies van de voortplanting en studies van meerdere generaties van ratten verdienen zeker onze aandacht omdat zij met name wijzen op een daling van het aantal spermatozoïden en op effecten op de vruchtbaarheid<sup>6,7</sup>.

### **Gevarenkarakterisatie en het bekomen van een TRW**

In Europa stelde het SCF (Scientific Committee on Food) als TRW een TWI voor van 14 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht (lg) en per week<sup>8</sup>. Deze waarde is afgeleid van een studie die werd uitgevoerd op Wistarratten die bekend staan als de meest gevoelige soort<sup>9</sup>, en die een verminderde spermaproductie en andere afwijkingen bij de mannelijke afstammelingen aantoonde. In die studie is het laagste blootstellingsniveau dat nadelige gevolgen geeft, gelijk aan 25ng TCDD/kg lg. Als de lichamelijke belasting van moederdieren bij ratten bekend is, kan het blootstellingsniveau van de foetussen worden bepaald. In de veronderstelling dat menselijke foetussen niet vatbaarder zijn dan foetussen van ratten (wat zeer aannemelijk is omdat men weet dat de rat een zeer gevoe-

lige soort is), kan het daarmee overeenstemmende blootstellingsniveau bij de mens worden berekend, waarna de overeenstemmende innamedosis kan worden afgeleid en, na toepassing van onzekerheidsfactoren, de PTWI kan worden bepaald, in dit geval 14 pg WHO TEQ/kg lg. Gewoonlijk worden onzekerheidsfactoren gebruikt om rekening te kunnen houden met de inter- en intraspecifieke variabiliteit (in het algemeen 100, als default waarde) en met andere bronnen van onzekerheid (zoals de kwaliteit van de gegevens). In het specifieke geval met betrekking tot de vaststelling van de TWI door het SCF, is de globale onzekerheidsfactor gelijk aan 10 omdat de beoordelaars over voldoende elementen beschikten waardoor de grootte van de onzekerheidsfactoren kon worden verminderd.

Volledigheidshalve wordt nog vermeld dat andere instanties, andere TRW's hebben berekend die echter die van het SCF benaderen. De Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO) stelde bijv. in 1998 een dagelijkse inname voor van 1 tot 4 pg TEQ/kg, wat, als men het gemiddelde neemt, precies overeenstemt met de TRW van het Europese comité (2 pg TEQ/kg x 7 dagen = 14pg TEQ/kg en per week). Het gemengd Comité FAO/WHO voor verontreinigingen en additieven in levensmiddelen (Joint committee FAO/WHO on contaminants and food additives, JECFA) ten slotte, stelde in 2002 een waarde voor van 70 pg TEQ/kg per maand (en dat om te wijzen op de langdurige blootstelling), een waarde die ongeveer neerkomt op 2,3 pg TEQ/kg en per dag en die dus de door de EU aangenomen TRW benadert<sup>5</sup>.

## Blootstellingsschatting

Zoals weergegeven in Figuur 2 zijn de gehalten aan dioxinen in het terrestrisch en aquatisch milieu bepalend voor de verontreiniging van de voedselketen en bijgevolg voor de blootstelling van de mens. De productie van diervoeders als tussenstap (met recyclage van vet, inmenging van bijproducten van de visserij, gebruik van risicohoudende additieven en technologische hulpstoffen) versterkt of verveelvoudigt dit effect van het milieu als gevolg van een grotere verontreiniging van de dierlijke productie (vooral vlees van runderen, varkens, pluimvee maar ook melk en melkproducten, eieren en aquacultuurproducten).

Daaruit volgt dat de bevolking in het algemeen thans een gemiddelde lichaamsbelasting van dioxinen heeft van ongeveer 2 pg TEQ/kg lg en per dag<sup>5</sup>. Diverse elementen wijzen erop dat deze lichaamsbelasting een afname vertoont als gevolg van de drastische verlaging van de milieuverontreinigingen in de jaren 80 en 90. In Nederland bijvoorbeeld, zou de inname van PCCD's, PCDF's en dl-PCB's gedaald zijn van 9 pg TEQ/kg lg en per dag in 1978 tot iets meer dan 1 pg TEQ/kg lg en per dag in 1999<sup>10</sup>. Uit verscheidene door de WHO gecoördineerde studies blijkt eveneens dat de verontreiniging van moedermelk in een periode van 15 jaar is gedaald volgens een verhouding van 1 :2 tot 1 :3 in landen die worden gekenmerkt door hoge historische verontreinigingsniveaus zoals Nederland en Duitsland<sup>5,10-12</sup>.

## Risicokarakterisatie

Om het risico te karakteriseren, worden de gegevens over blootstelling vergeleken met de TRW. Zoals eerder vermeld is de TRW in de EU een blootstelling per week (PTWI) die is vastgesteld op 14 pg TEQ/kg lg.

In België blijkt uit een verslag van de Hoge Gezondheidsraad (HGR)<sup>13</sup> dat werd opgesteld na het dioxine-incident van 1999, dat de dagelijkse achtergrondblootstelling voor 70 % van de Belgische jongeren groter zou zijn dan 2 pg/kg lg en dat zij voor 15% van hen groter zou zijn dan 4pg/kg lg (dit is de bovengrens van de door de WHO voorgestelde marges).

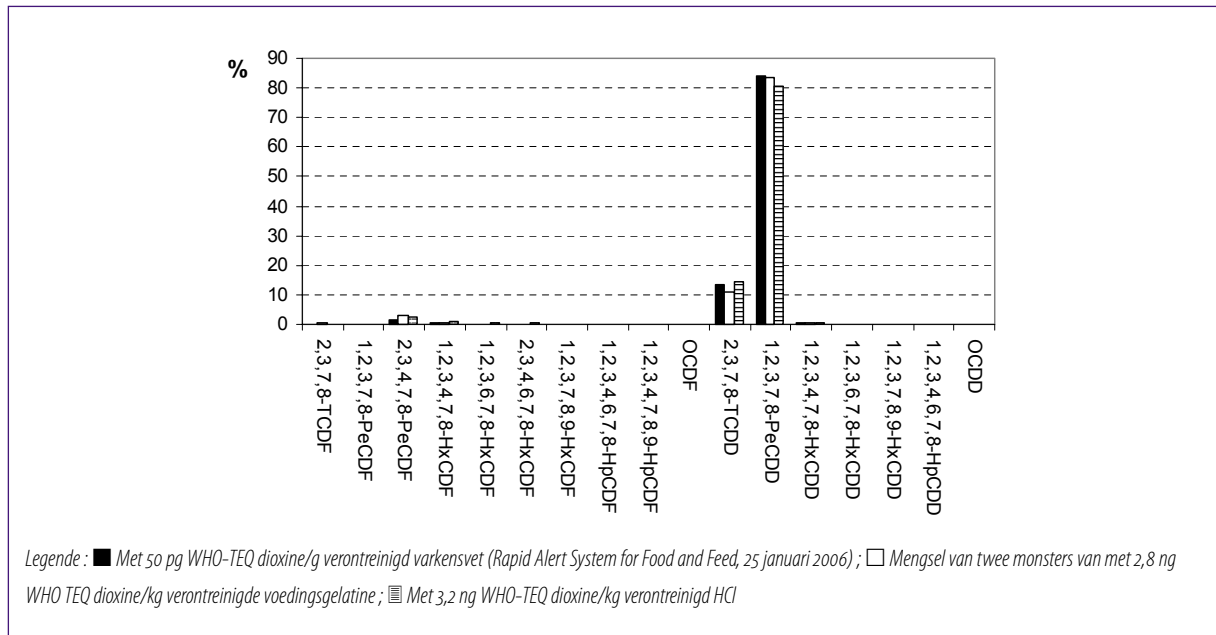
Men stelt dus vast dat in België, net als in vele andere industrielanden een aanzienlijk deel van de bevolking ook nu nog wordt blootgesteld aan gehalten die groter zijn dan de TRW. Dat is vooral zo voor wie veel vis en melkproducten verbruikt. Verder blijkt uit recente studies<sup>14,15</sup> dat in België ook consumenten van eieren van scharrelkippen van buiten het handelscircuit een verhoogd risico lopen.

Uit dit alles blijkt dat de toestand, ofschoon deze verbetert, het nog steeds noodzakelijk maakt om bepaalde voorzorgen te nemen om overschrijdingen van de TRW te vermijden. Zo moet de consumptie van vis, hoewel dit op grond van de voedingswaarde wel wordt aangemoedigd, toch met mate gebeuren en afwisseling vertonen om een te grote consumptie van risicosoorten (vette vis) of van vis uit sterker verontreinigde plaatsen (de Baltische Zee) te vermijden. Daarnaast is het ook van belang dat aandacht wordt besteed aan de meest kwetsbare groepen, nl. jonge meisjes en vrouwen in de vruchtbare leeftijd, omwille van de risico's voor hun kinderen.

## 4. Risico-evaluatie binnen de context van een losstaand incident

Het jongste incident dat het FAVV begin 2006 heeft gekend (verontreiniging van dierlijk vet en gelatine met waterstof-chloride) wordt in detail besproken als een voorbeeld van risico-evaluatie voor een losstaand incident. Er wordt eerst ingegaan op de oorzaak van de verontreiniging die werd toegeschreven aan een partij HCl die verontreinigd bleek te zijn met twee specifieke PCDD congenere, namelijk 2,3,7,8-TCDD en 1,2,3,7,8-PeCDD. Dit zuur werd gebruikt in een bedrijf dat gespecialiseerd is in de behandeling van varkensbeenderen met het oog op de productie van gelatine en het

extraheren van restvet. Dat leidde tot de verontreiniging van een partij varkensvet die werd gebruikt voor de productie van diervoeders, en van een partij voor menselijke consumptie bestemde gelatine. Opmerkelijk is de typische signatuur van deze verontreiniging met overheersing van de twee genoemde congenere, die nooit eerder werd vastgesteld bij voorgaande incidenten (Figuur 4) en als gevolg waarvan de bij het incident betrokken stoffen en producten zeer snel konden worden aangewezen.



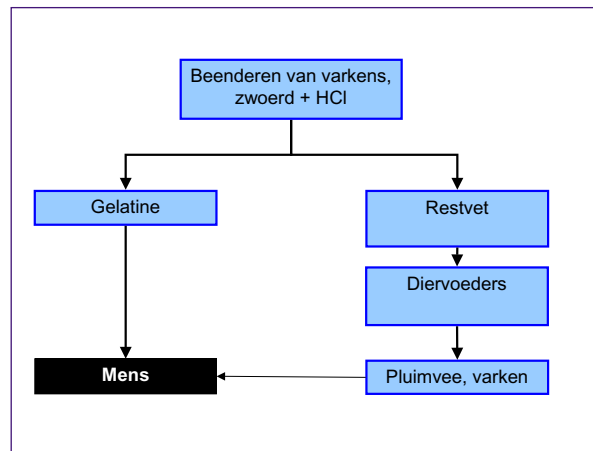
**Figuur 4.** Dioxineprofielen in HCl, varkensvet en gelatine tijdens het incident dat begin 2006 in België werd aangetoond

Om de crisis te beheersen moest dringend een risico-evaluatie worden uitgevoerd die de verantwoordelijken bij het FAVV in staat moest stellen de vereiste gepaste maatregelen te treffen. Het Wetenschappelijk Comité van het Agentschap ging daarom als volgt te werk: i) vaststelling van de meest aannemelijke scenario's, ii) keuze van 'tools'/simulatiemodel/voorspellen van de verontreiniging van dierlijke producten, iii) toepassing van de gekozen 'tool' op de vastgelegde scenario's, iv) schatting van de blootstelling van de Belgische bevolking aan de hand van een deterministische benadering, v) risico-evaluatie, en vi) validatie a posteriori van de gekozen 'tool'.

### Bepaling van scenario's

Uit de beschikbare gegevens bleek dat de bij de raming van de blootstelling van de mens rekening moest worden gehouden met twee verschillende wegen (Figuur 5): de verontreiniging van dierlijke producten en de verontreiniging van gelatine.

De verontreiniging van dierlijke producten (varken, pluimvee) moet worden geraamd op basis van de verontreiniging van het vet dat werd gebruikt om de voeders te vervaardigen. Die vetten zijn zelf het resultaat van de vermenging van varkensvet met een partij restvet (free fatty acid fat, FFA) die werd verkregen door extractie van beenderen van varkens met verontreinigd HCl. Rekening houdend met de resultaten van de bij de producent van vetten voor diervoeding uitgevoerde analyses, werden voor de verontreiniging van het in varkens- en pluimveevoer verwerkte vet drie waarden in aanmerking genomen, nl. 50, 220 en 400 pg TEQ/g vet.



**Figuur 5.** Wijzen van blootstelling van de mens bij het in januari 2006 aangetoond losstaand incident

### Keuze van een 'tool' om de gehalten in dierlijke producten te voorspellen

Na een vluchtig onderzoek van de beschikbare wetenschappelijke studies in verband met de overdracht van in het voeder aanwezige dioxinen naar dierlijke producten (vet van varkens en pluimvee), werd ervoor gekozen gebruik te maken van de door Hoogenboom et al.<sup>16</sup> voorgestelde bioconcentratiefactoren (BCF). Een bioconcentratiefactor wordt omschreven als de verhouding tussen de concentratie van de onderzochte stof in het vet van het dier en de concentratie van de stof in het vet van het voeder. De bij die studie geldende experimentele condities en de daaruit voortvloeiende BCF zijn weergegeven in Tabel 1.

**Tabel 1.** Bioconcentratiefactoren (BCF) en informatie over proefomstandigheden van de studie waaruit BCF zijn afgeleid<sup>16</sup>

Parameter	Varken	Pluimvee	Berekeningswijze
Totale ingenomen dioxineconcentratie (ng WHO-TEQ)	378	26	A
Innameuur (dagen)	7	7	B
Per dag ingenomen hoeveelheid voeder (kg)	1,2	0,087	C
Totale ingenomen dioxineconcentratie per dag (ng WHO-TEQ/dag)	54	3,71	D=A/B
Dioxineconcentratie in voeder (ng WHO-TEQ/kg)	45	42,69	E=D/C
Percentage vet in voeder	2	5	F
Dioxineconcentratie in ingenomen vet (ng WHO-TEQ/kg)	2250	853,86	G=E*(100/F)
Concentratie in dierlijk vet na 7 dagen blootstelling (pg WHO-TEQ/g)	26,1	102	H
<b>Bioconcentratiefactor</b>	<b>0,0116</b>	<b>0,1195</b>	<b>I=H/G</b>

## Schatting van de verontreinigingsniveaus van dierlijke producten

Bij de schatting werd uitgegaan van de in aanmerking genomen BCF en van de veronderstelde verontreinigingsniveaus van diervoeders, namelijk 50, 220 en 400 pg TEQ/g vet. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 2.

**Tabel 2.** Schatting van de dioxineconcentratieniveaus in dierlijk vet voor drie vastgestelde niveaus van verontreiniging van het voeder

Voeder	Concentratie in vet in voeder (pg WHO-TEQ/g)	Bioconcentratiefactor	Concentratie in dierlijk vet (pg WHO-TEQ/g)
Varken	50	0,0116	0,580
Pluimvee	50	0,1195	5,973
Varken	220	0,0116	2,552
Pluimvee	200	0,1195	26,281
Varken	400	0,0116	4,640
Pluimvee	400	0,1195	47,783

## Blootstellingsschatting van de Belgische bevolking

Bij de schatting werd rekening gehouden met de schatting van de verontreinigingsniveaus uit het voorgaande punt en van de mogelijke inname van verontreinigde dierlijke producten. De gegevens over de consumptie van dierlijke producten en gelatine zijn afkomstig uit de voedselconsumptiepeiling van het Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid<sup>17</sup>. De resultaten van de schatting zijn weergegeven in Tabel 3.

**Tabel 3.** Schattingen van de inname van dioxinen door Belgische consumenten bij het in januari 2006 aangetoond losstaand incident.

Gekozen scenario (1)	Product	Consumptie (g/persoon/dag) (2)	Per week ingenomen dosis dioxinen (3)	% PTWI (4)	In 3 maand ingenomen dosis dioxinen (5)	% toename dioxine- voorraad in lichaam (6)
50 pg WHO-TEQ/g	Vet van pluimvee	1,303	0,91	6,49	10,90	0,22
	Vet van varkens	7,42	0,50	3,58	6,02	0,12
	Gelatine	5,15	1,68	12,02	20,19	0,41
220 pg WHO-TEQ/g	Vet van pluimvee	1,303	4,00	28,54	47,94	0,97
	Vet van varkens	7,42	2,21	15,77	26,50	0,54
	Gelatine	5,15	1,68	12,02	20,19	0,41
400 pg WHO-TEQ/g	Vet van pluimvee	1,303	7,26	51,88	87,17	1,76
	Vet van varkens	7,42	4,02	28,68	48,18	0,97
	Gelatine	5,15	1,68	12,02	20,19	0,41

- (1) (Er werden drie aannemelijke waarden in aanmerking genomen voor de verontreiniging van in voeders voor varkens en pluimvee verwerkt vet, nl. 50, 220 en 400 pg TEQ/g vet ;
- (2) Gegevens afkomstig uit de door het Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid uitgevoerde voedselconsumptiepeiling<sup>17</sup> ;
- (3) =  $[(2) \times 7 \text{ dagen} \times \text{dioxineconcentratie in product}] / 60 \text{ kg}$  ; hierbij wordt rekening gehouden met de in tabel 2 vermelde dioxineconcentraties voor vet van varkens en van pluimvee en met een concentratie van 2,8 pg TEQ/g voor gelatine;
- (4) =  $[(3) / \text{PTWI}] \times 100$ ;
- (5) =  $[(3) \times 4 \text{ weken} \times 3 \text{ maand}]$  ;
- (6) =  $\{[(5) + \text{dioxinevoorraad in lichaam}] / 100\} \times \text{dioxinevoorraad in lichaam}$ ; hierbij wordt rekening gehouden met een voorraad in het lichaam van 4950 pg WHO-TEQ/kg lichaamsgewicht<sup>18</sup>.

## Risicokarakterisatie

Uit de schatting van de door mensen ingenomen hoeveelheden blijkt dat de geraamde stijging van de lichaamsbelasting van dioxinen miniem zou moeten zijn (van 0,12 tot ten hoogste 1,76%). Volgens het meest pessimistische scenario waarmee rekening werd gehouden (gedurende 3 maand dagelijkse consumptie van vet van pluimvee met het hoogste verontreinigingsniveau, nl. 47,8 pg TEQ/g vet), is de geschatte inname gelijk aan 87,17 pg TEQ/kg lg, wat neerkomt op 1,76% van de geschatte mediane lichaamsbelasting van 4950 pg TEQ/kg lg voor een 50-jarige volwassene<sup>18</sup>. In alle andere scenario's was de inname lager dan 1% van de lichaamsbelasting. Omdat het gezondheidsrisico dat samenhangt met dioxinen vooral afhangt van de achtergrondblootstelling, mag men dan ook aannemen dat dit incident weinig of geen gevolgen heeft gehad voor de volksgezondheid.

Mag men, indien incidenten zoals het hierboven beschreven incident weinig effect hebben op de achtergrondblootstelling van de bevolking, besluiten dat de door de overheid getroffen maatregelen overdreven zijn (dure bewaking van de voedselketen, drastische maatregelen zoals het blokkeren van landbouwbedrijven en het uit de markt nemen van levensmiddelen)? Dergelijke beweringen moeten worden gematigd omdat ofschoon het blootstellingsniveau van de bevolking de afgelopen tien jaar is gedaald, toch nog inspanningen moeten worden geleverd om de door de WHO vastgelegde doelstellingen te halen en een humane blootstelling na te streven van minder dan 1 pg TEQ/kg lg/dag (te halen streefwaarde). Bovendien mag niet vergeten worden dat volgens de raming van de Hoge Gezondheidsraad<sup>13</sup> de inname van dioxinen via de voeding bij een groot aantal jongeren groter zou zijn dan de TRW. Die groep is erg belangrijk aangezien er ook de meisjes toe behoren die later kinderen zullen krijgen.

## Validatie *a posteriori* van de voor de schatting van de concentraties in dierlijke producten gebruikte 'tool'

Omdat het FAWV als één van de beheersmaatregelen besloot de landbouwbedrijven te blokkeren die werden bevoorrad met naar verondersteld werd, verontreinigd voeder, de van verontreiniging verdachte dieren te slachten en een onderzoek te doen naar de dioxinen die in het lichaamsvet van deze dieren kunnen voorkomen, kon worden nagegaan of deze aan de hand van de BCF gemaakte schattingen van de concentraties worden bevestigd door de op het terrein uitgevoerde analyses. Tabel 4 geeft een overzicht van de belangrijkste resultaten.

**Tabel 4.** Vergelijkingen tussen de geraamde gehalten en de gemeten gehalten aan dioxinen in het vet van dieren van bij het in 2006 aangetoonde losstaande incident

Dioxineconcentratie	Vet van varkens (pg WHO-TEQ/g)	Vet van pluimvee (pg WHO-TEQ/g)
Met gebruik van de bioconcentratiefactoren voorspelde waarden	0,58 – 4,64	5,97 – 47,78
Gemeten gemiddelde waarden	1,52 (n = 55)	7,5 (n = 13)
Gemeten maximumwaarden	13,9 (n = 55)	16 (n = 13)

Uit deze tabel blijkt dat de gemeten gemiddelde waarden binnen de marges vallen die aan de hand van de gekozen 'tool' werden geraamd en dit ondanks de onvermijdbare bronnen van variabiliteit en onzekerheid die met dit soort oefeningen samengaan (verschillen in experimentele condities van de gekozen studie en de condities die in de praktijk voorkomen met betrekking tot de leeftijd van de dieren, de duur van de blootstelling aan verontreinigde voeders, enz.). Verder ziet men, als men de experimenteel vastgestelde maximum-

waarden in aanmerking neemt, dat het model volkomen betrouwbaar blijft voor pluimvee. Voor varkens daarentegen is de experimenteel vastgestelde maximumwaarde tweemaal groter dan de hoogste raming, wat makkelijk kan worden verklaard door het feit dat de blootstelling in de studie op basis van de vaststelling van de BCF beperkt was tot 7 dagen (Tabel 1).

## 5. Discussie en specifieke aanbevelingen

Dioxinen worden in verband gebracht met een aantal gezondheidsproblemen die zich vooral op lange termijn kunnen voordoen bij overmatige blootstelling. Hierbij zijn meerdere chemische verbindingen betrokken en de lijst van stoffen met een dioxineachtige activiteit wordt steeds langer, wat een uitdaging betekent voor de uitvoering van een representatief bewakingsprogramma (er moeten veel verbindingen worden opgespoord, complexe technieken worden toegepast).

Wat de blootstelling betreft, moet een onderscheid worden gemaakt met de achtergrondblootstelling die voortvloeit uit de voeding en die een dalende trend vertoont als gevolg van de afname van de uitstoot in het milieu sinds de laatste twee decennia van vorige eeuw. De beschikbare informatie leert ons niettemin dat niet onaanzienlijke fracties van de bevolking (jongeren in het bijzonder) de thans in de EU vastgestelde blootstellingsniveaus (gelijk aan 2 pg TEQ/kg lg/dag) en bijgevolg a fortiori de door de WHO voorgestelde streefwaarden (van 1 pg TEQ/kg lg/dag) zouden kunnen overschrijden. De inspanningen moeten derhalve worden voortgezet en er moet daarbij rekening worden gehouden met zowel de

achtergrondblootstelling die gedurende de hele levenscyclus van de consument voorkomt, als met de specifieke incidenten die doorheen de tijd de achtergrondblootstelling alleen maar kunnen doen toenemen.

Eén van de maatregelen waarmee de achtergrondblootstelling kan worden verminderd, is bijvoorbeeld de diversificatie van de consumptie van levensmiddelen van dierlijke oorsprong naar zowel aard als oorsprong : bij voorkeur mager vlees of magere melk verbruiken<sup>219</sup>, vissoorten afwisselen, de consumptie van vette vis beperken en consumptie van vis uit sterk vervuilde gebieden vermijden<sup>20</sup>. Thans in uitvoering zijnde studies moeten het mogelijk maken een beter inzicht te krijgen in de invloed van het eigen verbruik van lokale producten en in het bijzonder van eieren van kippen die door particulieren worden gehouden in omstandigheden die verontreiniging met milieupolluenten in de hand werken.

Bij de maatregelen om nieuwe incidenten in de voedselketen te vermijden, moet in het bijzonder worden gewezen op de aanzienlijke inspanningen die het FAVV doet om de vele risicomaterialen goed te controleren (grondstoffen op basis van vet, additieven voor de fabricage van diervoeders zoals bijv. Ca-sulfaat en "ball-clays"). Daarnaast is, zoals bij verscheidene recente incidenten is gebleken, waakzaamheid geboden bij alle wijzigingen van het fabricageproces van voeders of technologische hulpstoffen. Naast het voorbeeld van de verontreiniging van waterstofchloride dat in dit artikel ruim aan bod komt, kan in dit opzicht nog melding worden gemaakt van het gebruik van verontreinigde klei voor de sortering van aardappelen, waarbij in de diervoeding gebruikte schillen verontreinigd raakten (incident in Nederland in 2004).

Het is evenzeer de verantwoordelijkheid van alle actoren van de voedselketen om alle maatregelen die nodig zijn om andere bronnen van verontreiniging zoals fouten bij het recycleren en frauduleuze praktijken te vermijden, omdat die ook incidentele verontreinigingen van kleine of grotere omvang kunnen veroorzaken die bovenop de achtergrondblootstelling komen.

Tot slot moet nog worden gewezen op het nut van een onafhankelijke en permanente wetenschappelijke structuur voor collectieve risico-evaluatie zoals die bestaat bij het Wetenschappelijk Comité van het FAVV en zijn secretariaat.

## 6. Referenties

1. Bernard et al., 2002. Environ Res, 88:1.
2. Maghuin-Rogister et al., 1999. Annales de médecine vétérinaire, 143:379.
3. Saegerman et al., 2006. Rev Sci Tech Off Int Epiz, 25:665.
4. Drotman et al., 1983. Am J Public Health, 73:290.
5. European Food Safety Authority, 2004. Scientific Colloquium on Dioxins, Furans and Dioxin-like PCBs, 28-29 June 2004, Brussels, pp. 130.
6. Wereldgezondheidsorganisatie, 2000a. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, p. 22. Beschikbaar op [http://www.euro.who.int/document/a iq/5\\_11pcd-dpcdf.pdf](http://www.euro.who.int/document/a iq/5_11pcd-dpcdf.pdf).
7. Wereldgezondheidsorganisatie, 2000b. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, p. 21. Beschikbaar op [http://www.euro.who.int/document/a iq/5\\_10pcbs.pdf](http://www.euro.who.int/document/a iq/5_10pcbs.pdf).
8. Scientific Committee on Food (SCF), 2000. Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Beschikbaar op [http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out90\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf).
9. Faqi et al., 1998. Toxicol Appl Pharmacol, 150:383.
10. Baars et al., 2004. Toxicol Lett, 151:51.
11. Aylward et al., 2002. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 12:319.
12. Pöpke et al., 1996. Chemosphere, 32:575.
13. Hoge Gezondheidsraad, 2001. Rapport 7300/1. Beschikbaar op [https://portal.health.fgov.be/portal/page?\\_pageid=56,4190386&\\_dad=portal&\\_schema=PORTAL](https://portal.health.fgov.be/portal/page?_pageid=56,4190386&_dad=portal&_schema=PORTAL).
14. Pussemier et al., 2004. Talanta, 63:1273.
15. Van Overmeire et al., 2006. Food Addit Contam, 23:1109.
16. Hoogenboom et al., 2004. Chemosphere, 57:35.
17. Devriese et al., 2006. De Belgische voedselconsumptiepeiling 1 - 2004: Rapport. Beschikbaar op <http://www.iph.fgov.be/EPIDEMIO/epien/index5.htm>.
18. Vrijens B. et al., 2002. Food Addit Contam, 19:687.
19. Saegerman et al., 2002. J Toxicol Environ Health, 65:1305.
20. Willems et al., 2006. BELSPO - Scientific support plan for a sustainable development policy. SPSD II Part 1 Sustainable production and consumption patterns, Agro Food - CP56, 2006, 104 p.



# Kwik en dioxineachtige stoffen in mariene voedingsmiddelen

Isabelle Sioen<sup>1</sup>, John Van Camp<sup>1</sup>, Stefaan De Henauw<sup>1</sup>, Frederik Verdonck<sup>1,2</sup>, Wim Verbeke<sup>1</sup> en Jan L. Willems<sup>1</sup>

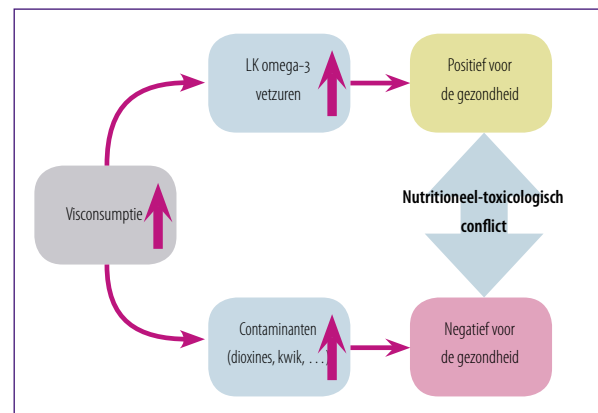
<sup>1</sup> Universiteit Gent; <sup>2</sup> EURAS

## 1. Lokalisatie van het beschouwde gevaar in de voedselketen

Uit epidemiologisch onderzoek blijkt dat het belangrijk is dat mariene voedingsmiddelen (vis en zeevruchten) een belangrijke plaats innemen in de menselijke voeding en dit omwille van het gunstige effect bij de preventie van hart- en vaatziekten. Dit gunstige effect wordt toegeschreven aan de aanwezigheid van langketen poly-onverzadigde vetzuren van de omega-3 familie (verder kortweg LK omega-3 vetzuren genoemd)<sup>1-5</sup>. Vis en zeevruchten vertegenwoordigen een unieke bron van LK omega-3 vetzuren, in het bijzonder van eicosapentaeenzuur (EPA, C<sub>20:5n-3</sub>) en docosahexaeenzuur (DHA, C<sub>22:6n-3</sub>). In vergelijking met andere voedingsmiddelen bevatten vis en zeevruchten, vooral de vette vissoorten, een hoge concentratie aan EPA en DHA per gram voedingsmiddel. De inname van LK omega-3 vetzuren via het gemiddelde, Belgische dieet is te laag in vergelijking met de aanbevelingen<sup>6,7</sup>. Een mogelijke oplossing hiervoor is de consumenten aan te sporen hun consumptie van vis en zeevruchten te verhogen<sup>6-8</sup>.

Gezien de aanwezigheid van contaminanten in deze voedingsmiddelen, rees echter de vraag of het verantwoord is dergelijk advies uit te brengen. Oceanen, zeeën, rivieren en andere wateren bevatten persistente, chemische contami-

nanten die zich concentreren in de aquatische voedselketen tot concentraties die mogelijk een bedreiging kunnen vormen voor de gezondheid van de consument. Voorbeelden van dergelijke contaminanten zijn polychlorinated biphenyls (PCB's), polychlorinated dibenzodioxines/furanen (PCDD/F's) en kwik<sup>9-11</sup>. Een verhoogde vis- en zeevruchtenconsumptie verhoogt tevens de inname van contaminanten, die een risico kunnen inhouden voor de gezondheid.



**Figuur 1.** Nutritioneel-toxicologisch conflict verbonden aan een stijgende vis- en zeevruchtenconsumptie

## 2. Referentietermen / doelstelling van de gevalsstudie

Doel van het uitgevoerde onderzoek was om het risico in kaart te brengen dat verbonden is aan een verhoogde vis- en zeevruchtenconsumptie, met de focus op de Belgische bevolking. Om deze blootstellingsschatting uit te voeren op een zo realistisch mogelijke manier werd een probabilistische benadering gebruikt. Deze benadering heeft als belangrijk voordeel dat de variabiliteit van de verschillende parameters in rekening kan worden gebracht<sup>12</sup>. Een dergelijke, probabilistische procedure maakte het mogelijk om de variabiliteit op het gebied van consumptiepatronen, lichaamsgewichten en gehalten aan nutriënten en contaminanten in rekening te brengen.

De eerste taak binnen dit onderzoek bestond er bijgevolg in om een gedetailleerd overzicht te maken van de beschikbare vis- en zeevruchtenspecies op de Belgische markt met daarbij numerieke gegevens wat betreft de productiewijze (wild of gekweekt) en het vangstgebied van die producten. Vervolgens werden uitgebreide databanken samengesteld waarin literatuurgegevens werden geïnventariseerd over de gehalten van LK omega-3 vetzuren en contaminanten van alle mariene voedingsmiddelen die beschikbaar zijn voor Belgische consumptie, gecodeerd per vangstgebied. Op basis van deze gegevens werden probabilistische distributies bepaald, die de input vormden voor het probabilistische model waarmee de inname van zowel gezondheidsbevorderende stoffen (nutriënten) als gezondheidsbedreigende stoffen (contaminanten) werd geschat en vervolgens vergeleken met de normen (aanbevolen/tolereerbare dagelijkse inname).

## 3. Risico-evaluatie

### Gevarenidentificatie

De gevaaridentificatie hield in te bepalen welke chemische contaminanten van naderbij dienden te worden onderzocht binnen deze gevalsstudie. Zoals vermeld werden ook LK omega-3 vetzuren beschouwd, maar in deze paragraaf gaan we hier niet dieper op in. Wat de contaminanten betreft, werd er beslist zich toe te spitsen op kwik (Hg) en methylkwik (MeHg), PCB's en PCDD/F's. Wat de PCB's betreft, werden twee afzonderlijke subgroepen beschouwd: de 7 PCB-indicatorcongeneren (iPCB) en de 12 dioxine-achtige PCB-congeneren (diPCB). Deze congeneren hebben een toxische werking die erg gelijkaardig is aan deze van de PCDD/F's. Daarnaast werd ook de som van dioxineachtige PCB's en PCDD/F's beschouwd onder de noemer 'totale hoeveelheid dioxine-achtige stoffen' (totTEQ).

De reden voor het selecteren van (methyl)kwik is dat vis en zeevruchten de belangrijkste aanvoerders van kwik zijn in de humane voedselketen. Bovendien is kwik in het mariene milieu hoofdzakelijk aanwezig onder organische vorm, namelijk methylkwik<sup>13</sup>. Dit is voor de mens een erg toxische vorm<sup>14</sup>. Kwik is vooral schadelijk voor het zenuwstelsel en de hypothese groeit dat kwik de preventieve werking van omega-3 vetzuren tegenwerkt<sup>15,16</sup>.

De reden om PCB's en PCDD/F's in deze gevalsstudie op te nemen is dat vis en zeevruchten per gram vet een hogere concentratie aan PCB's en PCDD/F's bevatten in vergelijking met andere voedingsmiddelen. De laatste decennia wordt als gevolg van strenge maatregelen een neerwaartse trend

vastgesteld in de PCB- en PCDD/F-concentraties in voedingsmiddelen. Deze neerwaartse trend is echter minder sterk in het aquatische milieu omdat deze chemische verbindingen vrij stabiel blijken te zijn in grote 'reservoirs' zoals zeeën en rivieren<sup>17</sup>. Als gevolg hiervan zijn vis en zeevruchten binnen het globale dieet één van de belangrijke aanvoerders van PCB's en PCDD/F's<sup>17-21</sup>. PCB's en PCDD/F's zijn toxisch voor het immuun- en voortplantingsstelsel en dragen bij tot het ontstaan van kanker.

### **Gevarenkarakterisatie**

Voor de beschouwde contaminanten werden de Europese normen gebruikt, uitgedrukt per kg lichaamsgewicht (body weight (bw)). Voor methylkwik geldt een tolereerbare wekelijkse inname (tolerable weekly intake, TWI) gelijk aan 1.6 µg/kg bw/week (228 ng/kg bw/dag). Voor dioxineachtige stoffen geldt een TWI gelijk aan 14 pg TEQ/kg bw/week (2 pg TEQ/kg bw/dag)<sup>13</sup>. Het is echter belangrijk om in deze gevalsstudie duidelijk te vermelden dat deze normen gelden voor de inname via het totale dieet. De inname die in deze studie berekend werden, hielden daarentegen enkel rekening met vis en zeevruchten als bron van contaminanten.

### **Blootstellingsschatting**

Voor de probabilistische blootstellingsschatting werd een software module, ProblntakeUG, ontwikkeld waarbij de gecombineerde inname van nutriënten en van contaminanten werd geschat vertrekkend van consumptiegegevens van vis en zeevruchten en concentratiegegevens van de betreffende stoffen in deze levensmiddelen. Deze software module draait in het vrij beschikbaar statistisch pakket R®, versie 2.4.1.<sup>22</sup>.

Informatie over de consumptie van vis en zeevruchten werd gehaald uit twee beschikbare Belgische databanken. De eerste databank betreft data bekomen aan de hand van een zevendaags eetdagboekje bij een groep van 341 Vlaamse adolescenten uit de regio Gent verzameld in 1997. Meer achtergrondinformatie over deze populatie kan gevonden worden in Matthys et al.<sup>23,24</sup>. De tweede consumptiedatabank is verzameld aan de hand van een semi-kwantitatieve voedingsfrequentie vragenlijst ingevuld door een representatieve steekproef van 852 Belgische volwassenen, in 2004 (deze bevraging kaderde binnen het Europese project SEAFOOD-plus<sup>25,26</sup>). Deze vragenlijst polste enkel naar de consumptie van de belangrijkste verse vissoorten.

De consumptiedatabanken toonden aan dat zowel adolescenten als volwassenen, tenminste voor de data waarover wij beschikten, gemiddeld gezien een te lage inname hebben van vis en zeevruchten en niet voldoen aan de consumptieaanbevelingen (volgens de Belgische Hoge Gezondheidsraad is dit een of twee keer per week<sup>27</sup>, internationale aanbevelingen raden twee keer per week aan<sup>3</sup>). Een direct gevolg daarvan is een lage inname van LK omega-3 vetzuren, welke gecorreleerd is aan de consumptie van mariene voedingsmiddelen. Wanneer enkel dit aspect in acht wordt genomen, dan is een stijging van de vis- en zeevruchtenconsumptie bij de Belgische bevolking aan te raden.

In Tabel 1 en 2 worden de resultaten van de blootstellingschatting van de verschillende contaminanten voor adolescenten gegeven, uitgedrukt per kg lichaamsgewicht (kg bw). Er wordt een onderscheid gemaakt voor de geschatte inname van de hele populatie ('Allen') en enkel deze die vis en zeevruchten consumeerden ('Cons.'). De inname voor bijvoorbeeld het 50<sup>e</sup> en 95<sup>e</sup> percentiel wil zeggen dat respectievelijk 50 en 95% van de beoogde populatie een inname heeft die lager ligt dan de vermelde concentratie voor dat percentiel.

**Tabel 1.** De geschatte inname van contaminanten via consumptie van vis en zeevruchten voor de adolescenten (de innamen die de normen overschrijden zijn aangegeven in het vet)

	Hg		MeHg		iPCB		dIPCB		PCDD/F		totTEQ	
	ng/kg bw/dag						pg TEQ/kg bw/dag					
	Allen (n=341)	Cons. (n=218)	Allen (n=341)	Cons. (n=218)	Allen (n=341)	Cons. (n=218)	Allen (n=341)	Cons. (n=218)	Allen (n=341)	Cons. (n=218)	Allen (n=341)	Cons. (n=218)
Gemiddelde	23.64	36.98	16.81	26.29	3.13	4.89	0.36	0.57	0.23	0.35	0.48	0.75
S.D.1	41.14	46.42	27.87	31.08	31.50	39.29	1.12	1.36	0.51	0.60	1.14	1.35
25 <sup>e</sup> percentiel	0.00	9.24	0.00	6.14	0.00	0.42	0.00	0.05	0.00	0.03	0.00	0.08
50 <sup>e</sup> percentiel	7.71	22.74	5.27	16.37	0.35	1.46	0.04	0.17	0.02	0.12	0.07	0.26
75 <sup>e</sup> percentiel	30.16	43.81	21.97	32.90	2.53	4.28	0.29	0.66	0.19	0.40	0.41	0.87
90 <sup>e</sup> percentiel	64.36	86.80	47.29	64.32	5.90	7.62	1.12	1.56	0.66	0.98	1.51	<b>2.21</b>
95 <sup>e</sup> percentiel	103.83	126.24	73.27	90.66	8.47	10.31	1.79	<b>2.33</b>	1.26	1.55	<b>2.56</b>	<b>3.16</b>
97.5 <sup>e</sup> percentiel	143.15	166.94	97.46	116.11	11.71	14.31	<b>2.65</b>	<b>3.28</b>	1.82	<b>2.19</b>	<b>3.43</b>	<b>3.95</b>
99 <sup>e</sup> percentiel	186.18	216.89	133.12	150.38	18.10	21.74	<b>3.66</b>	<b>4.01</b>	<b>2.47</b>	<b>2.90</b>	<b>4.82</b>	<b>5.38</b>

S.D.: standaard afwijking, Cons.: vis- en zeevruchtenconsumenten afzonderlijk

De resultaten in Tabel 1 tonen dat de gemiddelde inname van de beschouwde contaminanten beneden de TWI's liggen. Voor de hogere percentielen echter stellen we een overschrijding vast van de TWI voor dioxineachtige stoffen. In een tweede fase werd de inname van dioxineachtige stoffen ook geschat met uitsluiting van de concentraties gemeten in zalm en haring afkomstig uit de Baltische Zee (Oostzee), zie Tabel 2.

De reden hiervoor was dat vis afkomstig uit deze zee zwaarder gecontamineerd is en er dus een hoger risico is dat de concentraties de norm opgelegd door de Europese Commissie overschrijden. Om de inname van dioxineachtige stoffen door de populatie te verminderen besliste de Europese Commissie immers dat vis en zeevruchten (met uitzondering van paling) beschikbaar op de Europese markt hoogstens 8 pg TEQ per g product mogen bevatten<sup>13</sup>.

**Tabel 2.** De geschatte inname van contaminanten via consumptie van vis en zeevruchten voor de adolescenten (de inname die de normen overschrijden zijn aangegeven in het vet), met uitsluiting van de concentraties gemeten in zalm en haring afkomstig uit de Baltische Zee

	dIPCB		dioxine		totTEQ	
	pg TEQ/kg bw/dag					
	Allen (n=341)	Cons. (n=218)	Allen (n=341)	Cons. (n=218)	Allen (n=341)	Cons. (n=218)
Gemiddelde	0.25	0.39	0.15	0.24	0.33	0.52
S.D.1	0.85	1.03	0.36	0.42	0.83	0.99
25 <sup>e</sup> percentiel	0.00	0.05	0.00	0.02	0.00	0.08
50 <sup>e</sup> percentiel	0.04	0.14	0.02	0.10	0.07	0.22
75 <sup>e</sup> percentiel	0.22	0.41	0.16	0.29	0.33	0.59
90 <sup>e</sup> percentiel	0.65	0.91	0.42	0.60	0.90	1.38
95 <sup>e</sup> percentiel	1.01	1.30	0.70	0.88	1.60	<b>2.03</b>
97,5 <sup>e</sup> percentiel	1.43	1.73	1.08	1.38	<b>2.34</b>	<b>2.83</b>
99 <sup>e</sup> percentiel	<b>2.33</b>	<b>3.00</b>	1.69	<b>2.06</b>	<b>3.09</b>	<b>3.50</b>

S.D.: standaard afwijking, Cons.: vis- en zeevruchtenconsumenten afzonderlijk

Een vergelijking van Tabel 1 en 2 toont aan dat het vermijden van consumptie van zalm en haring afkomstig uit de Baltische Zee de inname van dioxineachtige stoffen verlaagt. De gemiddelde inname van de totale som van dioxineachtige stoffen daalt van 0.48 naar 0.33 pg TEQ/kg bw/dag, het 95<sup>e</sup> percentiel daalt van 2.56 pg naar 1.60 pg TEQ/kg bw/dag.

In Tabel 3 en 4 worden de resultaten weergegeven op basis van de consumptiegegevens van de volwassen populatie. Omdat deze laatste populatie een hogere visconsumptie heeft, is ook de inname van contaminanten hoger. Opnieuw toont een vergelijking van de waarden in Tabel 3 en Tabel 4 duidelijk aan dat het vermijden van de consumptie van zalm en haring uit de Baltische Zee leidt tot een verlaging van de inname van dioxineachtige stoffen.

**Tabel 3.** De geschatte inname van contaminanten via consumptie van vis en zeevruchten voor de adolescenten (de innamen die de normen overschrijden zijn aangegeven in het vet)

	Hg		MeHg		iPCB		dIPCB		dioxine		tot TEQ	
	ng/kg bw/dag						pg TEQ/kg bw/dag					
	Allen (n=821)	Cons. (n=769)	Allen (n=821)	Cons. (n=769)	Allen (n=821)	Cons. (n=769)	Allen (n=821)	Cons. (n=769)	Allen (n=821)	Cons. (n=769)	Allen (n=821)	Cons. (n=769)
Gemiddelde	55.8	59.6	42.7	45.6	6.4	6.8	0.81	0.87	0.47	0.50	0.94	1.00
S.D.1	90.3	92.1	63.6	64.7	12.7	13.0	0.96	0.96	0.52	0.52	1.04	1.05
25 <sup>e</sup> percentiel	15.3	19.2	12.2	15.0	1.2	1.4	0.21	0.26	0.13	0.16	0.25	0.32
50 <sup>e</sup> percentiel	36.3	39.5	28.7	31.2	3.1	3.4	0.54	0.59	0.32	0.35	0.62	0.68
75 <sup>e</sup> percentiel	70.5	73.8	55.2	57.7	6.6	7.0	1.08	1.13	0.63	0.66	1.27	1.34
90 <sup>e</sup> percentiel	119.6	122.9	91.8	94.7	13.8	14.5	1.86	1.91	1.09	1.13	<b>2.11</b>	<b>2.16</b>
95 <sup>e</sup> percentiel	165.0	168.6	125.3	128.6	22.6	23.5	<b>2.49</b>	<b>2.55</b>	1.46	1.50	<b>2.88</b>	<b>2.95</b>
97.5 <sup>e</sup> percentiel	216.2	222.9	164.9	167.6	35.0	36.5	<b>3.16</b>	<b>3.23</b>	1.88	1.93	<b>3.54</b>	<b>3.65</b>
99 <sup>e</sup> percentiel	<b>322.9</b>	<b>332.6</b>	229.1	232.3	56.1	58.0	<b>4.59</b>	<b>4.65</b>	<b>2.55</b>	<b>2.59</b>	<b>4.90</b>	<b>4.99</b>

S.D.: standaard afwijking, Cons.: vis- en zeevruchtensconsumenten afzonderlijk

**Tabel 4.** De geschatte inname van contaminanten via consumptie van vis en zeevruchten voor de adolescenten (de inname die de normen overschrijden zijn aangegeven in het vet), met uitsluiting van de concentraties gemeten in zalm en haring afkomstig uit de Baltische Zee

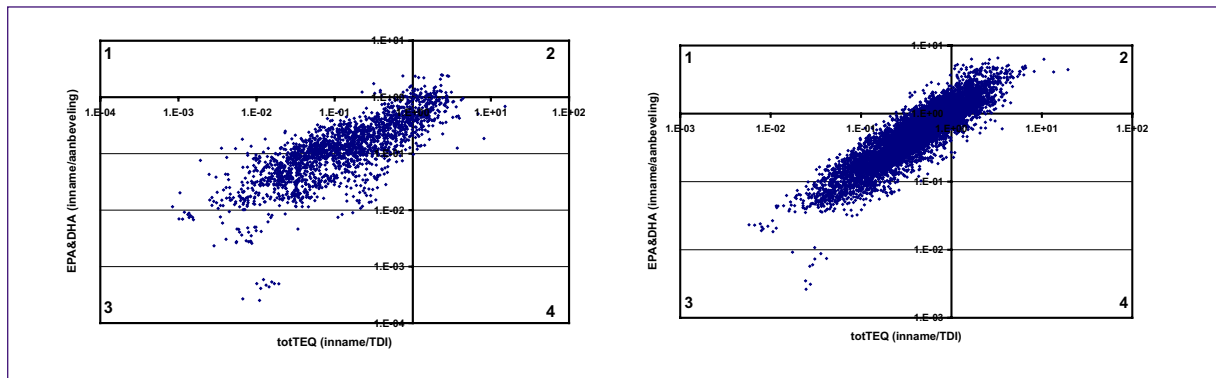
	dPCB		Dioxine		totTEQ	
	pg TEQ/kg bw/dag					
	Allen (n=821)	Cons. (n=769)	Allen (n=821)	Cons. (n=769)	Allen (n=821)	Cons. (n=769)
Gemiddelde	0.52	0.56	0.33	0.35	0.62	0.66
S.D.	0.66	0.67	0.38	0.38	0.70	0.70
25 <sup>e</sup> percentiel	0.13	0.16	0.09	0.11	0.17	0.21
50 <sup>e</sup> percentiel	0.33	0.36	0.21	0.23	0.41	0.45
75 <sup>e</sup> percentiel	0.68	0.71	0.43	0.46	0.82	0.86
90 <sup>e</sup> percentiel	1.20	1.23	0.76	0.78	1.41	1.46
95 <sup>e</sup> percentiel	1.67	1.71	1.03	1.06	1.93	1.98
97.5 <sup>e</sup> percentiel	<b>2.21</b>	<b>2.25</b>	1.32	1.36	<b>2.43</b>	<b>2.49</b>
99 <sup>e</sup> percentiel	<b>3.05</b>	<b>3.09</b>	1.87	1.89	<b>3.14</b>	<b>3.17</b>

S.D.: standaard afwijking, Cons.: vis- en zeevruchtenconsumenten afzonderlijk

## Risicokarakterisatie

Het leek binnen deze studie relevant om de inname van zowel LK omega-3 vetzuren als van contaminanten gelijktijdig te evalueren. Een dergelijke simultane evaluatie wordt gevisualiseerd in de onderstaande figuren. Om deze figuren te bekomen werd voor elk individu de ratio berekend van de inname van nutriënten en contaminanten ten opzichte van de norm. Voor LK omega-3 vetzuren werd de Belgische aanbeveling gebruikt, die stelt dat 0.3% van de totale energie-inname afkomstig moet zijn van LK omega-3 vetzuren<sup>28</sup>.

Wanneer bijgevolg deze ratio voor nutriënten hoger ligt dan "1", voldoet de inname van dat individu aan de aanbeveling. Wanneer deze ratio boven "1" ligt voor contaminanten, dan wordt de TWI overschreden. Aangezien het risico op het overschrijden van de norm vooral relevant was voor dioxineachtige stoffen en minder voor methykwik, worden hieronder enkel de figuren voor dioxineachtige stoffen getoond.

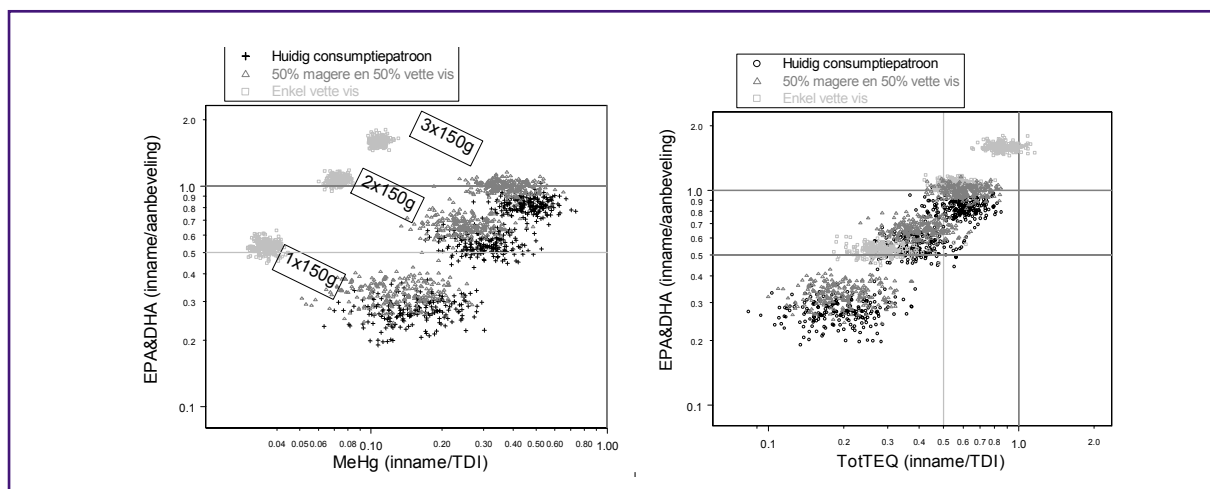


**Figuur 2.** Ratio van inname van totale hoeveelheid dioxineachtige stoffen (totTEQ) gedeeld door TDI en inname van EPA&DHA gedeeld door de aanbeveling (logaritmische schaal) enkel rekening houdend met de inname via vis- en zeevruchtenconsumptie en zalm en haring uit de Baltische Zee uitsluitend, links: adolescenten; rechts: volwassenen

Bovenstaande figuren tonen dat het grootste deel van de onderzochte bevolking niet voldeed aan de aanbeveling voor LK omega-3 vetzuren wanneer enkel vis en zeevruchten als bronnen worden beschouwd. Toch is er een deel van de populatie die de norm voor dioxineachtige stoffen overschreed, zelfs zonder rekening te houden met andere bronnen.

#### 4. Specifieke beschouwingen

Met het oog op het formuleren van voedingsaanbevelingen werden ook scenarioanalyses uitgevoerd, die bijkomende informatie verschaffen, bv. Wat is de inname van nutriënten en contaminanten indien twee keer per week vette vis wordt gegeten? Kan de aanbeveling voor de inname van LK omega-3 vetzuren gehaald worden via de consumptie van vis, zonder dat de normen voor de inname van de verschillende contaminanten wordt overschreden? Dergelijke scenario's werden uitgewerkt en geëvalueerd. De resultaten van deze scenarioanalyses worden kort samengevat in onderstaande figuur.



**Figuur 3.** Resultaten van de scenarioanalyses voor drie verschillende visconsumptiepatronen en drie verschillende consumptiefrequenties, links ter evaluatie van de methylkwikname en rechts ter evaluatie van de inname van de totale hoeveelheid dioxineachtige stoffen (logaritmische schaal)

Voor de scenarioanalyses werd een volwassen populatie verondersteld die één, twee of drie maal per week een portie van 150 g vis consumeerde. Deze vismaaltijd kon ofwel (1) gebaseerd zijn op de huidige proportie magere en vette vis in het gemiddeld Belgisch voedingspatroon, (2) voor de helft bestaan uit vette en voor de helft uit magere vis, en (3) enkel bestaan uit vette vis. In alle scenario's werden zalm en haring uit de Baltische zee vermeden. De bovenstaande resultaten tonen dat wanneer vette en magere vis afgewis-

seld worden, drie porties per week nodig zijn om de norm voor LK omega-3 vetzuren te halen, wanneer andere bronnen niet in rekening worden gebracht. Wanneer enkel voor vette vis gekozen wordt, volstaan twee porties per week. In geen van bovenstaande scenario's is er een risico dat de norm voor methylkwik overschreden wordt. Echter bij drie porties vette vis verhoogt de kans dat de norm voor dioxineachtige stoffen overschreden wordt, zeker wanneer men ook rekening zou houden met andere bronnen van deze contaminanten.

## 5. Doelstelling behaald?

In tegenstelling tot een deterministische benadering, waarbij puntschattingen (bijvoorbeeld gemiddelde of het 97,5<sup>e</sup> percentiel) worden gebruikt en dus geen rekening wordt gehouden met de variabiliteit, leverde de probabilistische benadering meer gedetailleerde resultaten. Dit was relevant, gezien de sterke variabiliteit die wordt vastgesteld in het dieet van verschillende individuen binnen een populatie enerzijds en de sterke variatie in de concentraties van contaminanten en nutriënten in mariene voedingsmiddelen anderzijds.

## 6. Discussie en specifieke aanbevelingen

De actuele aanbeveling van de Belgische Hoge Gezondheidsraad is dat men per week één of twee porties vis, van 150 tot 300 g, zou eten<sup>27</sup>. De scenarioanalyses die in dit werk werden uitgevoerd onderschrijven dat advies. De inname van LK omega-3 vetzuren door de Belgische bevolking ligt beduidend lager dan de aanbevolen inname. Deze laatste kan men bereiken door tweemaal per week een portie vette vis te eten. In het scenario waarbij vette vis uit de Baltische zee geweest werd van de Belgische markt, bleef daarenboven de inname van dioxineachtige stoffen beneden de grens boven dewelke het risico op gezondheidsschade stijgt. Wat kwik betreft, is er voor de Belgische bevolking geen echt risico. Tot slot kan het inbrengen van variatie in de keuze van vette vissoorten interessant zijn, zodat men de te frequente inname van de meest gecontamineerde soorten vermijdt. Het blijft belangrijk om aan de bevolking uit te leggen dat mariene

voedingsmiddelen een voorname bron zijn van nutriënten en dat de voordelen ervan niet mogen onderschat worden. Wel bevatten deze producten ook nadelige contaminanten maar, indien Baltische vis de Belgische markt niet bereikt, lijkt er geen reden tot overdreven bezorgdheid indien het advies gevolgd wordt.

Deze conclusie – dat de aanbevolen visconsumptie niet leidt tot een belangrijk risico – is evenwel afhankelijk van het effectieve bestaan van strikte en gestructureerde regels en van extensieve monitoringprogramma's, om er voor te zorgen dat vis met contaminantengehalten boven de Europese normen niet op de markt komt. Deze conclusie kan dus zeker geen alibi vormen om de bestaande controlemechanismen af te zwakken.

## 7. Referenties

1. de Deckere et al., 1998. *Eur J Clin Nutr*, 52:749.
2. Kris-Etherton et al., 2002. *Circulation*, 106:2747.
3. Kris-Etherton et al., 2003. *Arterioscler Thromb Vasc Biol*, 23:151.
4. Whelton et al., 2004. *Am J Cardiol*, 93:1119.
5. Lands, 2005. *Fish, omega-3 and human health*. 2 ed. Illinois: AOCS Press.
6. Sioen et al., 2006. *Lipids*, 41:415.
7. Sioen et al., 2007. *J Hum Nutr Diet*, voorlopig aanvaard.
8. Linseisen et al., 2003. *Ann Nutr Metab*, 47:37.
9. Smith et al., 2002. *Food Chem Toxicol*, 40:767.
10. Yaktine et al., 2006. *Nutrition Reviews*, 64:403.
11. Baeyens et al., 2003. *Arch Environ Contam Toxicol*, 45:498.
12. Petersen, 2000. *Food Addit Contam*, 17:591.
13. European Commission, 2006. COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.
14. Clarkson et al., 2006. *Crit Rev Toxicol*, 36:609.
15. Salonen et al., 2000. *Atherosclerosis*, 148:265.
16. Chan et al., 2004. *Nutr Rev*, 62:68.
17. AFSSA. Dioxines, furanes et PCB de type dioxine: Evaluation de l'exposition de la population française. Beschikbaar op [www.afssa.fr](http://www.afssa.fr).
18. Fattore et al., 2006. *Mol Nutr Food Res*, 50:915.
19. Kiviranta et al., 2004. *Environ Int*, 30:923.
20. Bocio et al., 2005. *Environ Res*, 97:1.
21. Darnerud et al., 2006. *Food Chem Toxicol*, 44:1597.
22. R Development Core Team, 2006. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Beschikbaar op <http://www.R-project.org>.
23. Matthys et al., 2003. *Eur J Clin Nutr*, 57:366.
24. Matthys et al., 2006. *Br J Nutr*, 95:546.
25. Brunsø et al., 2007. *Br Food J*, ingediend.
26. Honkanen et al., 2007. Deliverable 4, Project 2.1, SEAFOODplus. Beschikbaar op [www.seafoodplus.org/Europen\\_fish\\_consumption.411.o.html](http://www.seafoodplus.org/Europen_fish_consumption.411.o.html).
27. Hoge Gezondheidsraad, 2004. Fish and health of adolescents. D/2004/7795/3. Beschikbaar op <https://portal.health.fgov.be/pls/portal/>.
28. Belgian Health Council, 2006. Voedingsaanbevelingen voor België. Beschikbaar op <https://portal.health.fgov.be/pls/portal/>.



# Risico-evaluatie voor regelgeving en monitoring van quarantaine-bacteriën van plantaardappelen

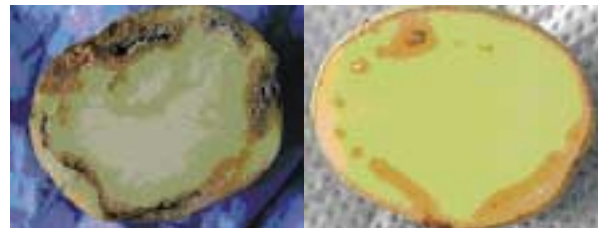
Johan Van Vaerenbergh, Brigitte De Paepe, Rachid Tahzima en Annemie Hoedekie

ILVO

*De fytosanitaire richtlijn 2000/29/EG beschermt de Europese land- en tuinbouw tegen een aantal bijzonder schadelijke organismen. Plantaardappelen uit derde landen mogen niet in de Europese Unie (EU) worden ingevoerd, met uitzondering van Zwitserland waarvoor het systeem van productie en controle als gelijkwaardig met het EU systeem wordt erkend.*

Om de gezondheid van de communautaire aardappelsector te bewaken worden bovendien afzonderlijke richtlijnen geïmplementeerd voor ringrot (*Clavibacter michiganensis* ssp. *sepedonicus*) en voor bruinrot (*Ralstonia solanacearum*). Kennis over optreden van de ziekten, bemonstering, detectiemethodieken, epidemiologie en beheersing is samengebracht in een stevig pakket maatregelen om insleep en verspreiding te verhinderen en om na introductie eradicatie te realiseren.

Voor beide organismen moet iedere lidstaat een systematische controle op de eigen aardappelproductie uitvoeren. De dimensie van deze monitoring moet het resultaat zijn van een grondige risicoanalyse die onderbouwd is met wetenschappelijke en statistische feiten en rekening houdt met het al dan niet recent vaststellen van besmetting in de aardappelproductie. Er zijn eveneens specifieke programma's voor de bruinrotbacterie in oppervlaktewater en bitterzoet (*Solanum dulcamara*) langs waterlopen en in vaste en vloeibare afvalproducten van de aardappelverwerking.



Ringrotaantasting

Bruinrotaantasting

# 1. Bemonsteringsstrategie voor opsporing van ringrot

Voor quarantaine-organismen wordt geen tolerantie aanvaard. Implementatie van de nul-tolerantie door veldinspecties of visuele controle van pootgoedknollen is ontoereikend. In veel aardappelvariëteiten ontwikkelt infectie langzaam zodat er tijdens de pootgoedteelt geen aanwijzingen zijn van infectie. Daarom wordt een labtest uitgevoerd op een representatief monster. De nultolerantie is bijgevolg gekoppeld aan een negatief testresultaat van dat monster. Een model voor de berekening van dat representatieve monster werd afgeleid van de Poissonverdeling van geïnfecteerde aardappelplanten op een perceel<sup>1</sup> en werd nadien verfijnd voor pootgoedknollen<sup>2</sup>. Voor kleine waarden van besmetting, zoals typisch voor deze bacterie, wordt de waarschijnlijkheid van detectie (P) becijferd bij een bepaald besmettingsniveau (i) en bij een bepaald aantal pootgoedknollen in het monster (n) door de vereenvoudigde vergelijking:

$$P = 1 - e^{-ni}$$

Hierbij wordt verondersteld dat (1) de partij gelijkwaardig is aan een oneindig aantal elementen, (2) de besmette knollen uniform in de partij zijn verdeeld, (3) de bemonstering volledig willekeurig is en representatief voor de partij pootgoed en (4) de analysemethode altijd een positief resultaat geeft van zodra één besmette knol in het monster aanwezig is. Een statistisch optimaal monster moet echter worden verzoend met het analysewerk in het lab.

De aanbevolen bemonsteringsnorm is (minstens) 1 monster per fractie van 25 ton. Een monster bevat 200 knollen. Deze strategie werd gevalideerd door statistische computersimulaties en praktijktoetsing. In 25 ton pootgoed (ongeveer 30000 knollen) van een variëteit met witte schil werden pootgoedknollen met een rode schil gemengd die de besmette knollen voorstelden zodat een homogene besmetting of een clusterbesmetting werd aangebracht aan 1% (i=0,01 of 3000 'besmette' knollen in de partij) en aan 0,1% (i=0,001 of 300 'besmette' knollen in de partij). Voor 100 willekeurige bemonsteringen van 200, 400 of 1000 pootgoedknollen werd het relatieve aantal monsters met minstens één rode aardappelknol bepaald (P<sub>exp</sub>) en vergeleken met de theoretische probabiliteit (P<sub>th</sub>). De resultaten van deze analyse zijn opgenomen in Tabel 1.

**Tabel 1.** Theoretische (P<sub>th</sub>) en experimentele (P<sub>exp</sub>) waarschijnlijkheid van detectie i.f.v. het monster uit 25 ton pootgoed met 1% of 0,1% besmetting

monster (n)	i = 0,01			i = 0,001		
	P <sub>th</sub> homogeen	P <sub>exp</sub> homogeen	P <sub>exp</sub> cluster	P <sub>th</sub> homogeen	P <sub>exp</sub> homogeen	P <sub>exp</sub> cluster
200 (1x200)	0,86	0,85	0,83	0,18	0,17	0,13
400 (2x200)	0,98	0,98	0,94	0,33	0,33	0,27
1000 (5x200)	1,00	1,00	0,98	0,63	0,64	0,62

Bij een homogene verdeling van de besmetting blijken de experimentele waarden heel goed aan te sluiten bij de theoretische waarden. In geval van een clusterbesmetting wordt de detectiekans iets kleiner. Er is in alle geval voldoende zekerheid dat de vooropgestelde statistische principes toepasbaar zijn. Hierdoor kunnen we berekenen dat met één

monster van 200 knollen er nagenoeg 87% kans bestaat voor een positief resultaat van de analyse bij 1% infectie in een partij pootgoed. Bij 0,1% infectie is er echter 82% kans dat de besmetting niet wordt aangetoond door de analyse van één monster.

In ons systeem van pootgoedproductie zijn latente infecties bovendien eerder regel dan uitzondering. Pootgoed voor vermeerdering mag niet worden gesneden waardoor infectie niet versmeert. Bijgevolg is besmetting van *C.m. ssp. sepedonicus* in een pootgoedpartij meestal miniem en bijzon-

der moeilijk vast te stellen tenzij er accidenteel versmering optreedt zoals door mechanisch ontkiemen. In 2003 werd ringrot voor het eerst in de Belgische pootgoedproductie vastgesteld. Finaal waren zeven partijen pootgoed met klonale verwantschap besmet. Het infectieniveau en de latentie van infectie werd in deze partijen gemeten door aangepaste bemonstering. De uitwerking is voorgesteld in Tabel 2.

**Tabel 2.** Resultaten van de bemonstering van pootgoedpartijen voor opsporing van de ringrotbacterie, *Clavibacter michiganensis ssp. sepedonicus*

productie	aantal geanalyseerde monsters en aantal besmette monsters <sup>1</sup>		aantal geanalyseerde pootgoedknollen en aantal (n) nodig voor een positieve detectie <sup>2</sup>		% infectie <sup>3</sup>	Ringrot-knollen <sup>4</sup>	P voor 200 knollen <sup>5</sup>
1	24	20	4800	240	1,25	3	0,918
2	9	8	1800	225	1,33	1	0,930
3	11	4	2200	550	0,54	0	0,660
4	11	8	2200	275	1,09	1	0,887
5	19	1	3800	3800	0,08	0	0,148
6	20	4	4000	1000	0,30	0	0,451
7	8	2	1600	800	0,37	0	0,523
totaal	102	47	20400			5	

<sup>1</sup>: een monster bevat 200 knollen

<sup>2</sup>: aantal knollen van één partij die nodig waren om met 95% zekerheid infectie vast te stellen in de veronderstelling van één besmette knol per positief monster

<sup>3</sup>: op basis van  $P = 1 - e^{-ni}$  met  $P=0.95$  en resultaat in %

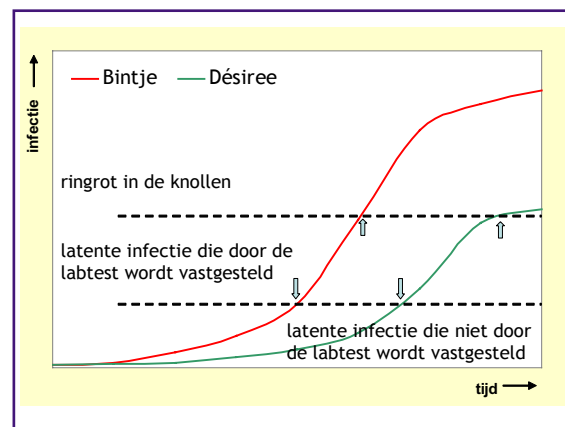
<sup>4</sup>: aantal geteste knollen met symptomen van ringrotinfectie

<sup>5</sup>: op basis van de berekende waarden van n en i

De infectie was hoger dan 1% in drie pootgoedproducties. Door analyse van één monster van 200 knollen zou de besmetting in deze partijen met hoge waarschijnlijkheid ( $P \sim 90\%$ ) zijn vastgesteld. De infectie was lager dan 0,1% in één productie. Het is heel onwaarschijnlijk dat de analyse van één monster deze besmetting zou hebben aangetoond ( $P \sim 15\%$ ). De drie overige producties hadden een infectie tussen 0,3% en 0,6%. Hiervoor zou de analyse van één monster een dubbeltje op zijn kant zijn geweest ( $45\% < P < 66\%$ ). Om met voldoende zekerheid ( $P = 90\%$ ) de besmetting in deze pootgoedpartijen te kunnen aantonen zou een monster van 800 knollen geanalyseerd moeten zijn.

Het tijdstip van bemonsteren is een andere belangrijke factor. Na planten van een besmette pootgoedknol migreert de bacterie door de vaatring naar de stengels. Van daaruit worden de stolonen bereikt en kunnen de nieuw gevormde knollen worden geïnfecteerd. Afhankelijk van het aardappelras en van de weerscondities vordert infectie min of meer geleidelijk zodat de bacterie pas tegen het einde van de teeltperiode behoorlijk in de nieuwe knollen is geïnstalleerd<sup>3</sup>. Bijgevolg wordt veldbemonstering van aardappelknollen voor ringrotdetectie afgeraden. Aangezien de ringrotbacterie systemisch via de stolonen de knollen binnendringt is de waarschijnlijkheid om ze aan te treffen het grootst op de plaats waar de knol met de stolon was verbonden. Daarom worden van de 200 knollen de naveleinden gesneden. Het monster wordt dus gereduceerd tot 200 naveleinden die na bewerking worden geanalyseerd met een gevoelige labtest. In knollen van een gevoelig aardappelras worden detecteerbare hoeveelheden vlot gehaald tijdens het groeiseizoen. In knollen van een tolerant aardappelras vindt ingroei later

plaats en wordt de densiteit van de ringrotbacterie pas laat in het seizoen voldoende hoog om detectie toe te laten zoals blijkt uit Figuur 1. Bij sommige rassen worden knollen al helemaal niet bereikt<sup>4,5</sup>.



**Figuur 1.** Voorstelling van de ontwikkeling van de ringrotbacterie in een gevoelig (Bintje) en tolerant (Désiree) aardappelras en de implicaties voor detectie

Van een geïnfecteerde aardappelplant worden bovendien maar een aantal knollen geïnfecteerd<sup>6</sup> en aangezien ook de verspreiding van plant naar plant op een perceel zo goed als onbestaande is<sup>7</sup>, resulteert pootgoedvermeerdering over een aantal veldgeneraties uiteindelijk in een aanzienlijke verdunning van de besmetting. Een initiële besmetting van 5% kan over twee veldgeneraties worden gedecimeerd. In een veldproef werden bij de aanleg 5 pootgoedknollen aan de apikale kiem geïnoculeerd en deze werden tussen 95 niet-geïnoculeerde pootgoedknollen geplant. Van de eerste veldgeneratie ( $G_1$ ) werden de knollen individueel geanalyseerd. Besmette knollen werden afgezonderd bewaard en tijdens de tweede veldgeneratie ( $G_2$ ) tussen de negatief geteste knollen geplant (Tabel 3).

**Tabel 3.** Verdunning van ringrotbesmetting in veldgeneraties

	geplante pootgoed- knollen	infectie %	geanalyseerde planten	geïnfecteerde planten	geanalyseerde knollen	% geïnfecteerde knollen
G1	100	5,00 <sup>a</sup>	98	5	891	1,91 <sup>b</sup>
G2	842 <sup>c</sup>	1,31 <sup>d</sup>	827	11	7748 <sup>e</sup>	0,54 <sup>f</sup>

<sup>a</sup>: 5 aan de apikale kiem geïnoculeerde pootgoedknollen

<sup>b</sup>: 1,91% = 17 geïnfecteerde knollen op 891

<sup>c</sup>: aantal herplante knollen na bewaring

<sup>d</sup>: 1,31% = 11 geïnfecteerde knollen op 842

<sup>e</sup>: de knollen van de geïnfecteerde planten uit G1 werden individueel geanalyseerd en de knollen van de overige planten werden in monsters van 200 knollen geanalyseerd

<sup>f</sup>: 0,45% = 42 geïnfecteerde knollen op 7748

Na de eerste veldgeneratie werd ringrotinfectie vastgesteld in 17 van de 43 knollen van de 5 geïnfecteerde planten die op het perceel waren aangebracht. Op een totaal van 891 geanalyseerde knollen werd de initiële besmetting bijgevolg gereduceerd van 5% tot 1,91%. Van de overige planten werden geen besmette knollen gedetecteerd.

Van de 17 geïnfecteerde knollen gingen tijdens de bewaring 6 knollen verloren met ringrotexpressie. Na de tweede veldgeneratie werden 42 ringrotbesmette knollen aangetroffen op een totaal van 7748 geanalyseerde knollen. De uiteindelijke besmetting kwam bijgevolg uit op 0,54%, nagenoeg 1/10<sup>de</sup> van de oorspronkelijke besmetting. Van de 42 positief geteste knollen waren er 37 voortgebracht door de 11 aardap-

pelplanten die uit gekend besmette knollen waren gegroeid. De overige 5 positief geteste knollen waren afkomstig van drie planten die uit negatief geteste knollen van de eerste veldgeneratie waren gegroeid. Deze knollen waren weliswaar geproduceerd door de geïnfecteerde planten die als initiële besmetting op het G1 perceel waren aangebracht. In deze knollen zou de densiteit van de ringrotbacterie in het navelinde beneden de detectiegrens zijn geweest.

## Besluit

Het optreden van de ringrotbacterie in aardappelpootgoed is bijzonder grillig en onvoorspelbaar door de latentie van infectie, de afwezigheid van verspreiding op een perceel en verdunning van de initiële besmetting in opeenvolgende veldgeneraties. Aangezien de nul-tolerantie wordt geïmplementeerd door bemonstering is het voor de fyto-sanitaire autoriteit belangrijk om voor de dimensie van de monitoring het niveau te definiëren waarbij ringrot niet wordt gedetecteerd. Wordt 0,1% infectie als grenswaarde aangenomen met een detectiekans van 90% dan zouden van elke partij 2300 knollen moeten worden geanalyseerd. Dit is noch bedrijfs-economisch, noch labtechnisch uitvoerbaar. In het Belgische systeem wordt daarom het vangnet met de fijnste mazen aan het begin van de productieketen geplaatst en nadien worden de mazen gemoduleerd i.f.v. de pootgoedklasse waarbij vooral 'de vinger aan de pols houden' wordt beoogd. Voor de partijen die in de vermeerdering worden geïntroduceerd geeft een monster van 1000 knollen een waarschijnlijkheid van 63% om 0,1% infectie te detecteren. Eens een partij basispootgoed wordt toegelaten in het productiesysteem zijn specifieke maatregelen noodzakelijk om insleep van ringrotbesmetting te verhinderen, i.h.b. contact vermijden met consumptie-aardappelen.

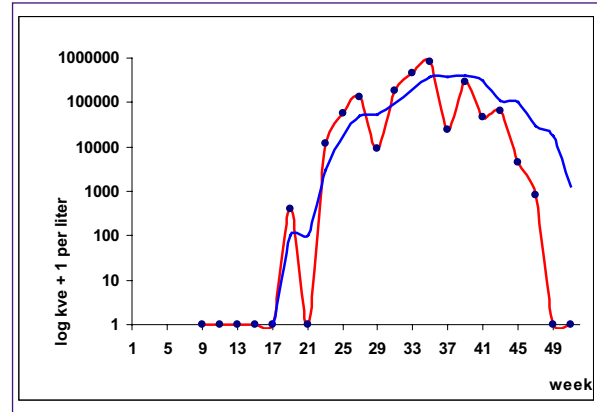
## 2. Infectie en persistentie van *Ralstonia solanacearum* ras3/biovar2 in akkeronkruiden en gewasrotaties na beregening met besmet oppervlaktewater

De bacterie ras3/biovar2 is oorzaak van bruinrot van aardappel in gebieden met gematigd klimaat. Na de eerste vaststellingen in 1989 is bruinrot nu officieel vastgesteld in 28 aardappelproducties waarvan 22 zich voordeden in twee kerngebieden met zandige bodems waar aardappelpercelen regelmatig worden beregend met oppervlaktewater. Een netwerk van waterlopen en bijhorende afwateringen werd in deze gebieden post factum besmet bevonden met de bruinrotbacterie. De insleep van het plantschadelijke organisme heeft waarschijnlijk plaats gevonden met primeuraardappelen uit Egypte. Na accidentele introductie in het kanaal Bocholt-Herentals via besmet proceswater van de aardappelverwerking heeft de bacterie zich in de wilde plant bitterzoet (*Solanum dulcamara*) kunnen vestigen. Bitterzoet is een doorlevende plant van de nachtschadefamilie die courant aan de oevers van waterlopen voorkomt. In deze habitat groeit ze met de wortels in het water. Monitoringsonderzoek heeft de verspreiding van de besmetting in kaart gebracht zodat een fyto-sanitaire regelgeving over het gebruik van oppervlaktewater voor landbouwteelten kon worden ingesteld. Het M.B. van 14 februari 2000 verbiedt het gebruik van oppervlaktewater voor beregening en voor toepassing van gewasbeschermingsmiddelen op aardappelpercelen (en ook in de teelt van tomaat en aubergine) in 42 gemeenten in de provincies Antwerpen en Limburg zoals afgebeeld in Figuur 2.



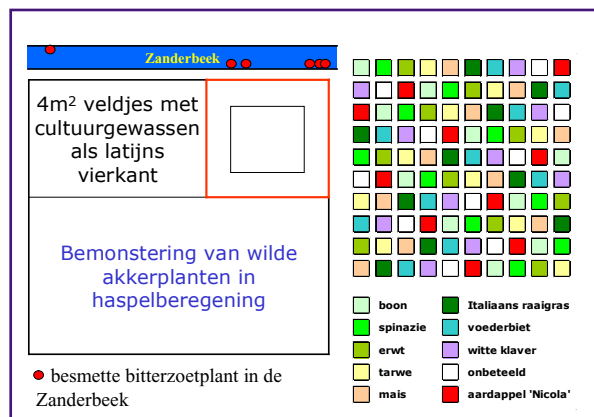
**Figuur 2.** Gebieden met beregeningsverbod voor aardappelpercelen en bemonstering van oppervlaktewater

*Ralstonia solanacearum* is meetbaar in het water van het einde van de lente tot het begin van de herfst<sup>9</sup>. Wortelactiviteit zorgt voor aanrijking van de besmetting en wordt vooral door de opwarming van het water gestuurd waardoor de bacterie actief in de wortels vermeerdert en uit de wortels in het water lekt. Neerslag zorgt voor verdunningseffecten. Er worden bijgevolg contaminatiepieken gemeten zoals in Figuur 3 voorgesteld. Besmette waterlopen kunnen maar worden geschoond door de eliminatie van bitterzoet.



**Figuur 3.** Evolutie van de besmetting van *Ralstonia solanacearum* R3bv2 in kanaalwater gemeten aan een geïnfecteerde bitterzoetplant (rode grafiek: verloop van de waterbesmetting op de verschillende tijdstippen van bemonstering; blauwe grafiek: trendlijn)

Voor andere akkerbouwgewassen geldt dit beregeningsverbod niet. Nochtans is van verschillende onkruiden en cultuurplanten, die niet tot de nachtschadefamilie (*Solanaceae*) behoren, geweten dat ze in warme en vochtige weersomstandigheden (latente) infecties van *Ralstonia solanacearum* R3bv2 kunnen opnemen<sup>9</sup>. Indien de bacterie dan levensvatbaar en virulent kan overwinteren, wat is het risico op bruinrotinfectie in het aardappelgewas dat daarop wordt verbouwd<sup>10</sup>?



**Figuur 4.** Proefopzet voor de analyse van infectie en persistentie van *Ralstonia solanacearum* R3bv2 in wilde akkerplanten en cultuurgewassen

De wetenschappelijke onderbouw van de regelgeving werd aangebracht door inzicht te verwerven in de bestemming van de bruinrotbacterie in een regime van excessieve beregening (16 applicaties van 25 mm per m<sup>2</sup>) met besmet rivierwater (104-106 per liter) op cultuurgewassen en wilde akkerplanten. Infectie en persistentie van de bruinrotbacterie werd finaal geanalyseerd in 37 soorten wilde akkerplanten en 8 cultuurgewassen die als rotatie met aardappel kunnen worden geteeld. De proefopzet is afgebeeld in Figuur 4.

De weerscondities tijdens het onderzoek waren heel bevorderlijk voor de bruinrotbacterie van begin juni tot eind augustus met gedurende 43 dagen een maximumtemperatuur boven 25°C en 243 mm neerslag. Op het einde van het beregeningsregime waren virulente cellen van *Ralstonia solanacearum* geïsoleerd uit de wortels van 5 éénjarige wilde akkerplanten, m.n. papegaaienkruid (*Amaranthus retroflexus*), melganzenvoet (*Chenopodium album*), gele ganzenbloem (*Chrysanthemum segetum*), klein kruiskruid (*Senecio vulgaris*)

en kleine brandnetel (*Urtica urens*). Er werd echter geen infectie in de stengel vastgesteld. In zwarte nachtschade (*Solanum nigrum*) daarentegen werden zowel wortelinfectie als systemische infectie aangetoond. De resultaten zijn voorgesteld in Figuur 5.

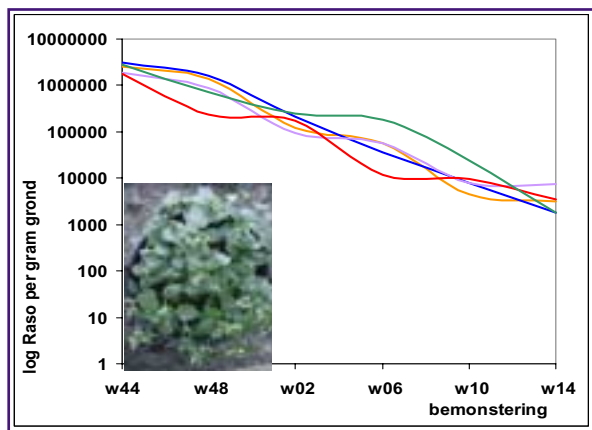


**Figuur 5.** Aanwezigheid van virulente cellen van *Ralstonia solanacearum* R3bv2 in wilde akkerplanten in een regime van excessieve beregening met besmet rivierwater (<sup>1</sup>*Amaranthus retroflexus*, <sup>2</sup>*Chenopodium album*, <sup>3</sup>*Chrysanthemum segetum*, <sup>4</sup>*Senecio vulgaris*, <sup>5</sup>*Solanum nigrum*, <sup>6</sup>*Urtica urens*)

*Ralstonia solanacearum* werd niet aangetroffen in een doorlevende wilde akkerplant noch in de aangeplante cultuurgewassen. Op de aardappelveldjes waren 63 van de 150 planten in meer of mindere mate met bruinrot geïnfecteerd. Bodembesmetting was evident tijdens het beregeningsregime maar 17 dagen na de laatste beregening al niet meer aantoonbaar.

De bruinrotbacterie bereikte de hoogste densiteit in zwarte nachtschade en deze plant werd als model gekozen om de persistentie en infectiviteit na natuurlijke overwintering te onderzoeken. In grondcontainers van 45 liter werden 25-30 nachtschadeplanten door soil drenching geïnfecteerd

met *Ralstonia solanacearum* R3bv2. De containers werden ingegraven om het grondoppervlak gelijk te zetten met de omgevingsspiegel. Besmetting in de containers werd van half december tot half april op verschillende diepte gemeten. De nachtschadeplanten werden door de vorst vernietigd. Half april was een residu van virulente cellen van de bruinrotbacterie enkel nog meetbaar in de onderste grondlagen van de containers zoals aangegeven in Figuur 6.



**Figuur 6.** Persistentie van *Ralstonia solanacearum* R3bv2 op 20-30 cm diepte in grondcontainers tijdens en na overwintering van zwarte nachtschade geïnfecteerd door soil drenching (verschillende curves stellen verschillende grondcontainers voor)

In elke container werden dan 3 pootgoedknollen Nicola geplant en opgekweekt. Na 75 dagen werden noch in aardappelplanten noch in aardappelknollen (latente) bruinrotinfecties vastgesteld. Op dat ogenblik werd er ook geen residu van *Ralstonia solanacearum* meer gemeten in de grond.

## Besluit

Door beregening kan *Ralstonia solanacearum* R3Bv2 aanwezig zijn in wortelomgevingen van éénjarige wilde akkerplanten. Na overwintering van geïnfecteerde zwarte nachtschade (*Solanum nigrum*) zijn levensvatbare en virulente bacteriecellen beschikbaar in de grond. Dit besmettingsresidu resulteert niet in bruinrotinfectie in aardappelplanten of aardappelknollen. Er waren geen aanwijzingen dat cellen van *Ralstonia solanacearum* waren omgezet in een levensvatbare maar niet-kweekbare vorm. Onder de onderzoeksomstandigheden blijkt dat beregening van landbouwpercelen met oppervlaktewater dat besmet is met *Ralstonia solanacearum* tijdens het teeltjaar voorafgaand aan aardappel geen aanwijsbaar risico inhoudt voor bruinrotinfecties.

## 3. Algemeen besluit

Door inzicht te verwerven in sleutelaspecten van de biologie en de epidemiologie is het mogelijk om voldoende wetenschappelijke onderbouw te bieden aan de fytosanitaire programma's over ringrot en bruinrot van aardappel. Door een efficiënte monitoring en relevante regelgeving kan aan de sector de nodige bescherming worden gegeven tegen de insleep van deze ziekten.

## 4. Referenties

1. Lund et al., 1985. *Am Potato J*, 62:347.
2. Clayton et al., 1988. *Am Potato J*, 65:711.
3. De Boer et al., 1992. *Potato Res*, 35:207.
4. De Boer et al., 1990. *Am Potato J*, 67:685.
5. Hukkanen et al., 2005. *J Plant Dis Prot*, 112:88.
6. Langerfeld et al., 1992. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 44:157.
7. Mansfeld-Giese, 1997. *Potato Res*, 40:229.
8. Elphinstone et al., 1998. *EPPO Bulletin*, 26:663.
9. Janse et al., 2004. *J Plant Pathol*, 86:147.
10. Van Vaerenbergh et al., 2006. Presentation at the 4th International Bacterial Wilt Symposium, York, July 2006.



Toepassing  
van risico-evaluatie  
door risicobeheerders



# Toepassing van risico-evaluatie door risicobeheerders

**Frans Verstraete**

Europese Commissie

De Verordening (EG) Nr. 178/2002 van het Europese Parlement en de Raad van 28 januari 2002 tot vaststelling van de algemene beginselen en voorschriften van de levensmiddelenwetgeving, tot oprichting van en Europese Autoriteit voor voedselveiligheid en tot vaststelling van procedures voor voedselveiligheidsaangelegenheden (hierna “de algemene levensmiddelenwetgeving” genoemd) legt wettelijk vast hoe op Europees niveau de risico-evaluatie door risicobeheerders dient toegepast te worden in aangelegenheden betreffende voedselveiligheid.

De algemene levensmiddelenwetgeving beoogt het verzekeren van een hoog niveau van bescherming van het leven en gezondheid van de mens, rekening houdend met de bescherming van de gezondheid en welzijn van dieren, de gezondheid van planten en het milieu.

Met het oog op een voldoende omvattende en geïntegreerde benadering van de voedselveiligheid dient het begrip levensmiddelenwetgeving ruim opgevat te worden en een breed scala aan bepalingen te omvatten die direct of indirect op de voedsel- en voederveiligheid van invloed zijn, inclusief bepalingen betreffende materiaal en voorwerpen die in aanraking komen met levensmiddelen, diervoeders en andere landbouwgrondstoffen die bij de primaire productie worden gebruikt.

Om de voedselveiligheid te waarborgen, moeten alle aspecten van de voedselproductieketen als één geheel worden beschouwd, vanaf de productie van diervoeders, met inbegrip van de primaire productie, tot en met het verkopen of verstrekken van voedsel aan de consument, aangezien elk onderdeel daarvan op de voedselveiligheid van invloed kan zijn.

Ingeval levensmiddelenwetgeving gericht is op het beperken, wegnemen of vermijden van een gezondheidsrisico, vormen de drie samenhangende onderdelen van risicoanalyse — risico-evaluatie, risicomangement en risicocommunicatie — een systematische methodologie voor het vaststellen van doeltreffende, evenredige en doelgerichte maatregelen of andere acties ter bescherming van de gezondheid.

Met het oog op het vertrouwen in de wetenschappelijke grondslag van de levensmiddelenwetgeving dienen de risico-evaluaties op onafhankelijke, objectieve en doorzichtige wijze te gebeuren en te zijn gebaseerd op de beschikbare wetenschappelijke informatie en gegevens.

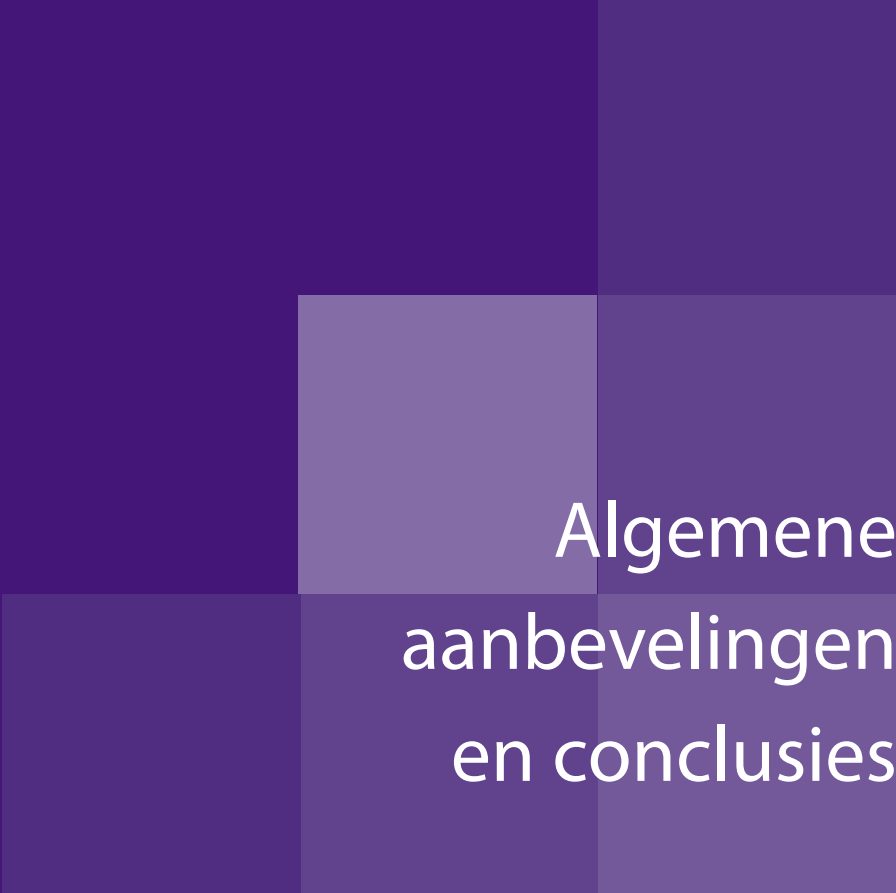
Erkend wordt dat in sommige gevallen een wetenschappelijke risico-evaluatie alleen onvoldoende gegevens biedt om daarop een risicomangementbeslissing te baseren, en dat op goede gronden ook andere relevante factoren in aan-

merking moeten worden genomen, waaronder maatschappelijke, economische, traditionele, ethische en milieufactoren evenals de uitvoerbaarheid van controles.

Ten behoeve van de gezondheidsbescherming in de Europese Unie is het voorzorgsbeginsel aangevoerd, wat tot belemmeringen voor het vrije verkeer van levensmiddelen en diervoeders kan leiden. Daarom werd voor de hele Unie een uniforme basis voor de toepassing van dat beginsel vastgesteld.

In specifieke omstandigheden waarin er een risico voor het leven of de gezondheid is, maar er nog wetenschappelijke onzekerheid heerst, biedt het voorzorgsbeginsel een mogelijkheid om te bepalen met welke risicobeheersingmaatregelen of andere maatregelen het in de Europese Unie gekozen hoge niveau van gezondheidsbescherming kan worden gewaarborgd.

Voedselveiligheid en de bescherming van de belangen van de consument worden steeds belangrijkere kwesties voor het grote publiek, niet-gouvernementele organisaties, beroepsorganisaties, internationale handelspartners en handelsorganisaties. Het vertrouwen van de consument en de handelspartners moet worden gewaarborgd door op open, transparante wijze levensmiddelenwetgeving tot stand te brengen, en doordat de overheid de nodige stappen neemt om het publiek te informeren als er redelijke gronden zijn om te vermoeden dat een levensmiddel een risico voor de gezondheid kan inhouden.



Algemene  
aanbevelingen  
en conclusies



# Algemene aanbevelingen en conclusies

## Xavier Van Huffel

FAVV

Het Wetenschappelijk Comité van het FAVV organiseerde, samen met het wetenschappelijk secretariaat, op 20 oktober 2006 een workshop getiteld "Toepassing van risico-evaluatie in de voedselketen". Deze workshop stond onder de wetenschappelijke leiding van Prof. dr. ir. D. Berkvens - lid van het Wetenschappelijk Comité – en werd bijgewoond door een 140-tal genodigden, afkomstig uit diverse geledingen (overheid, academische wereld, sectoren, onderzoeksinstituten, adviesorganen, consumenten, ...).

De doelstelling van de workshop bestond erin, in de eerste plaats, het kader te schetsen waarin risicoanalyse in het domein van de veiligheid van de voedselketen zich afspeelt en te wijzen op de mogelijkheden en beperkingen ervan. Vervolgens werden een aantal praktisch voorbeelden van uitgewerkte gevalstudies voorgesteld.

De volgende aandachtspunten kwamen hierbij aan bod.

### Risico-evaluatie is één van de drie pijlers van risicoanalyse

Risico-evaluatie is naast risicomanagement en risicocommunicatie één van de drie pijlers van risicoanalyse. Risico-evaluatie staat centraal in de basisopdracht van het FAVV en zorgt voor de aansturing van controleprogramma's, monsternamen analyseplannen en dus voor het nemen van adequate beleidsbeslissingen.

Ook op Europees vlak wordt risico-evaluatie als kernproces voor beleidsvoorbereiding en -beslissing gebruikt. Er bestaat evenwel nog geen duidelijke harmonisatie van de benadering en de methodologie aangewend door de lidstaten voor het uitvoeren van een risico-evaluatie. Het EFSA heeft dit dan ook als een belangrijke doelstelling vooropgesteld voor de komende jaren.

In de workshop werden verschillende aspecten benaderd die van primordiaal belang zijn voor het deskundig uitvoeren van een risico-evaluatie en voor de interpretatie van de resultaten ervan.

### Gebruik maken van een uniforme, correcte terminologie

Bij risico-evaluatie dient een uniforme, correcte terminologie gebruikt te worden teneinde begripsverwarring te voorkomen. Denken we bijvoorbeeld aan de basisbegrippen "gevaar" en "risico" die niet met elkaar mogen verward worden. Het belang van een correcte terminologie werd trouwens reeds vroegtijdig door het Wetenschappelijk Comité herkend. Dit heeft geleid tot het opstellen van een brochure "Terminologie inzake gevaren- en risicoanalyse volgens de Codex Alimentarius" die op het internet consulteerbaar is ([www.favv-afsa.fgov.be/home/com-sci/doc/thema/SciCom\\_Term\\_Nl.pdf](http://www.favv-afsa.fgov.be/home/com-sci/doc/thema/SciCom_Term_Nl.pdf)). Ook bij het opstellen van deze brochure "Toepassing van risico-evaluatie in de voedselketen" werd aan de auteurs

bijzondere aandacht gevraagd voor het aanwenden van de correcte terminologie.

### **Risico-evaluatie is een gestructureerd, wetenschappelijk onderbouwd, onafhankelijk, objectief en transparant proces**

Risico-evaluatie bestaat uit een gestructureerde, stapsgewijze, wetenschappelijke denkoefening (desk-top research) die onafhankelijk, objectief, transparant en multi-disciplinair verloopt.

Uitgaande van een duidelijke, goed omschreven vraagstelling worden de referentiermen waarbinnen de risico-evaluatie zal uitgevoerd worden beschreven. De risico-evaluatie is gekenmerkt door vier hoofdbestanddelen met name: de gevarenidentificatie, de gevarenkarakterisatie, de blootstellingsschatting en de risicokarakterisatie.

Afhankelijk van de beschikbaarheid en aard van de gegevens zal een kwalitatieve of kwantitatieve risico-evaluatie uitgevoerd worden of een combinatie van beiden. De methodologie voor het uitvoeren van risico-evaluatie is nog in volle evolutie. Naast een kwalitatieve benadering opteert men meer en meer voor kwantitatieve methoden. Deze kunnen van deterministische (punctueel) aard zijn of kunnen berusten op een probabilistische aanpak. Deze laatste houdt rekening met de distributie van de data. Meer complexe vraagstellingen kunnen bestudeerd worden aan de hand van risico-baten analyse en scenario-analysmethoden.

Risico-evaluatie vereist een multidisciplinaire benadering die steunt op de onafhankelijke expertise afkomstig uit verschil-

lende disciplines: microbiologie, chemie, statistiek, epidemiologie, toxicologie, voedseltechnologie, maatschappelijke gezondheidskunde,...

### **Een solide risico-evaluatie staat of valt met de beschikbaarheid en de kwaliteit van de gegevens**

Het verzamelen, selecteren, ordenen en beoordelen van de gegevens is een belangrijk en essentieel onderdeel van het risico-evaluatie proces dat een groot gedeelte van de tijdsbesteding in beslag neemt.

Het is noodzakelijk om over numerieke data te beschikken die zowel verband houden met het gevaar als met de voedselinname. Deze data dienen door de expert in risico-evaluatie op een kritische manier benut te worden.

Het resultaat van een risico-evaluatie studie is nooit definitief. Van zodra nieuwe data ter beschikking komen dient het proces herhaald te worden.

### **De enige zekerheid bij risico-evaluatie is het bestaan van onzekerheid**

Onzekerheid is een inherent kenmerk van risico-evaluatie. Deze onzekerheid kan te maken hebben met een gebrek aan kennis (epistemologische onzekerheid) of aan (biologische) variabiliteit (stochastische onzekerheid). De risicobeoordelaar dient deze onzekerheden te identificeren en ermee rekening te houden bij het uitvoeren van de risico-evaluatie.

Het bestaan van onzekerheid mag niet lichtvaardig worden aangegrepen om het voorzorgsprincipe in te roepen bij te

nemen beslissingen. Over dit voorzorgsprincipe werd tijdens de workshop van 2005 dieper ingegaan. De teksten hierover zijn terug te vinden op de website van het FAVV ([www.favv-afsc.fgov.be/home/com-sci/workshops\\_nl.asp#o2](http://www.favv-afsc.fgov.be/home/com-sci/workshops_nl.asp#o2)).

### **Al doende leert men – Oefening baart kunst**

Vermits er geen welomschreven, gestandaardiseerde methode bestaat voor risico-evaluatie is het belangrijk om kennis en kunde te verwerven door het uitvoeren van gevalsstudies. Het resultaat ervan dient kritisch te worden beoordeeld (peer-review). Binnen het Wetenschappelijk Comité van het FAVV gebeurt deze peer-review van de risico-evaluatie, uitgevoerd door het wetenschappelijk secretariaat en een ad hoc werkgroep, door het voltallig Wetenschappelijk Comité.

Tijdens de workshop werden een aantal gevalsstudies uit diverse sectoren voorgesteld. Hierbij kwamen verschillende gevaren aan bod zoals: *Campylobacter* en *Salmonella* in pluimveeproducten, quarantaine bacteriën in aardappelen, dioxines in de voedselketen en mycotoxine in appelsap. Zowel voorbeelden van een deterministische als van een probabilistische risico-evaluatie werden uitgewerkt. Er werd eveneens ingegaan op methoden (zoals de risico-baten evaluatie) die toelaten om bij conflictsituaties tussen voordelige voedingsaanbevelingen (visconsumptie en omega-3-vetzuren) en toxicologische gevaren (visconsumptie en contaminanten) de consument toch correct voor te lichten. Er bestaat op dit ogenblik evenwel geen consensus over gemeenschappelijke parameters die het gezondheidsvoordeel of –nadeel van voedsel kunnen meten.

De laatste spreker tenslotte ging dieper in op de aanwending van risico-evaluatie door risicobeheerders. Wetenschappelijk onderbouwde risico-evaluatie is één van de belangrijkste uitgangspunten van risicobeheer. Bij het vastleggen van normen steunen de risicobeheerders zich evenwel ook op andere, maatschappelijke criteria om tot besluitvorming te komen. Ook communicatie naar de consument werd als een belangrijke taak van de risicobeheerder aanzien.

Deze brochure werd opgesteld teneinde de waardevolle bijdragen van de verschillende sprekers van de workshop 2006 te valoriseren. Het wetenschappelijk secretariaat wenst dan ook alle personen en medewerkers die hieraan hebben bijgedragen in het bijzonder te bedanken.





# Verklarende woordenlijst



## Codex Alimentarius

De Codex Alimentarius (Latijns voor “voedselwet”) is een verzameling van internationaal geldende wetten en regels over werkwijzen, richtlijnen en aanbevelingen met betrekking tot voedsel, productie van levensmiddelen en voedselveiligheid. De teksten van dit stelsel van wetten en regels worden ontwikkeld door de Codex Alimentarius Commissie (CCA), een instelling die in 1963 door de Voedsel- en landbouworganisatie van de Verenigde Naties (FAO), en de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) werd opgericht.

## Cumulatieve probabiliteit

De cumulatieve probabiliteit is de kans dat een variabele  $X$  (vb. concentratie van een contaminant) kleiner of gelijk is aan de waarde  $x$  (vb.  $50 \mu\text{g}/\text{kg}$ ).

## DL (Detectielimiet)

De detectielimiet is de kleinste hoeveelheid van een substantie die kan onderscheiden worden, met een analytische test, van afwezigheid van de substantie met een vooraf bepaalde zekerheid.

## Deterministische risico-evaluatie

De deterministische methode maakt voor iedere variabele van het model gebruik van een puntschatting (bijvoorbeeld gemiddelde) om de output van het model te bepalen.

## Dosering-respons

De dosering-respons is de bepaling van de relatie tussen de omvang van de blootstelling (dosering) aan een chemisch, biologisch of fysisch agens en de ernst en/of frequentie van de geassocieerde gezondheidseffecten (respons).

## FAO (Food and Agricultural Organisation)

De Voedsel- en Landbouworganisatie van de Verenigde Naties is een organisatie die tot doel heeft om de hongersnood in de wereld te bestrijden.

## Guillain-Barrésyndroom

Het Guillain-Barrésyndroom is een neuromusculaire aandoening bij de mens die het niet of onvoldoende functioneren van de spieren veroorzaakt.

## ICPP (International Convention for Plant Protection)

Het ICPP is een internationaal verdrag dat tot doel heeft actie te ondernemen tegen de insleep en verspreiding van schadelijke organismen, alsmede het bevorderen van adequate bestrijdingsmaatregelen.

## Incidentie

De incidentie is het aantal nieuwe gevallen van een ziekte per tijdseenheid, per aantal van de beschouwde populatie. De incidentie mag niet worden verward met de prevalentie die aangeeft hoeveel mensen/dieren uit een gegeven aantal op een bepaald moment aan een ziekte lijden.

### **Interspecifieke variabiliteit**

De variabiliteit tussen verschillende species.

### **Intraspecifieke variabiliteit**

De variabiliteit binnen een zelfde species.

### **Iteratie**

Een iteratie is een zich herhalend proces dat toelaat een berekening uit te voeren.

### **JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives)**

JECFA is een internationaal wetenschappelijk comité van de FAO en WHO. Aanvankelijk werd het opgericht om de veiligheid van additieven te onderzoeken. Later kwam daar de beoordeling van contaminanten en natuurlijke gifstoffen bij.

### **Latente infectie**

Een latente infectie is een symptoomloze infectie.

### **Monsternameplan (n, c, m, M)**

Een 3-lassen attributief monsternameplan wordt gekenmerkt door het aantal stalen dat getest moet worden (n), de norm (of toegestaan kiemgetal) (m), de maximaal toegestane bovengrens (M) en het aantal stalen met een resultaat tussen m en M (c).

### **Monte Carlo simulatie**

Monte Carlo simulatie maakt gebruik van toevallige steekproefname van iedere waarschijnlijkheidsverdeling in een model om een groot aantal scenario's of iteraties te produceren. Het nemen van een steekproef wordt uitgevoerd rekening houdende met de vorm van de verdeling.

### **MPRM-methodologie (Modular Process Risk Modelling)**

De MPRM-methodologie is het opsplitsen in modules van de voedselketen teneinde de transparantie van het risicomodel te vergroten.

### **NOAEL (No Observed Adverse Effect Level)**

NOAEL is het blootstellingsniveau (bijvoorbeeld uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  lichaamsgewicht per dag) waarbij verondersteld wordt dat er geen negatief effect op de gezondheid wordt geïntroduceerd. Dit niveau is bekomen op basis van experimenteel onderzoek bij dieren.

### **OIE (Office International des Epizooties)**

De OIE of Wereld Dierengezondheidsorganisatie is een intergouvernementele organisatie die verantwoordelijk is voor het bevorderen van de dierengezondheid wereldwijd en daarnaast ook actief is in andere domeinen als dierenwelzijn en veiligheid van de voedselketen.

### **Onzekerheid**

Onzekerheid (ook wel epistemische onzekerheid genoemd) is het gebrek aan perfecte kennis. Onzekerheid zorgt er

samen met de variabiliteit voor dat het onmogelijk is om de toekomst te voorspellen.

### **Percentiel**

Een percentiel van een dataset is één van de in principe 99 punten die de geordende dataset in 100 delen van gelijke grootte verdelen. Het 95<sup>ste</sup> percentiel is bijvoorbeeld een getal zodanig dat 95% van de data kleiner of eraan gelijk is en 5% groter of eraan gelijk.

### **Performantie objectief**

Een performantie objectief is een gedefinieerde maximale frequentie en/of concentratie van een gevaar in een levensmiddel in een specifieke stap in de voedselketen vooraleer het wordt geconsumeerd. Het performantie objectief draagt bij tot het behalen van een voedselveiligheid doelstelling (FSO-Food Safety Objective).

### **Performantie criterium**

Een performantie criterium is het vereiste resultaat van één of meerdere beheersmaatregelen ('control measures') bij een productiestap of een combinatie van productiestappen die uitgevoerd worden om de voedselveiligheid te kunnen waarborgen. Indien men performantie criteria opstelt moet rekening gehouden worden met de initiële besmettingsgraad door het microbiologisch gevaar en met de veranderingen die zich voordoen in deze microbiële besmettingsgraad tijdens de productie, verwerking, verdeling, opslag, bereiding en consumptie.

### **Prevalentie**

De prevalentie geeft aan hoeveel mensen/dieren uit een gegeven populatie op een bepaald tijdstip aan een ziekte lijden.

### **Probabilistische risico-evaluatie**

In de probabilistische methode worden de variabelen van het model als distributies beschouwd.

### **PTMI (Provisional Tolerable Monthly Intake)**

De PTMI is de inname van een bepaalde verbinding (uitgedrukt per kilogram lichaamsgewicht) die gedurende een volledige levensduur maandelijks kan ingenomen worden zonder dat hierdoor gezondheidsproblemen ontstaan. De PTMI wordt typisch gebruikt voor contaminanten met cumulatieve eigenschappen die een zeer lange halfwaardetijd hebben in het menselijk lichaam. Deze inname dient beschouwd te worden als een tijdelijke waarde die kan gewijzigd worden indien bijkomende wetenschappelijke inzichten beschikbaar zijn.

### **PTWI (Provisional Tolerable Weekly Intake)**

De PTWI is de inname van een bepaalde verbinding (uitgedrukt per kilogram lichaamsgewicht) die gedurende een volledige levensduur wekelijks kan ingenomen worden zonder dat hierdoor gezondheidsproblemen ontstaan. De PTWI wordt typisch gebruikt voor contaminanten met cumulatieve eigenschappen. Deze inname dient beschouwd te worden als een tijdelijke waarde die kan gewijzigd worden indien bijkomende wetenschappelijke inzichten beschikbaar zijn.

## Regressie gebaseerde analyse

Regressie gebaseerde analyse is een statistische techniek voor het analyseren van gegevens waarin (mogelijk) sprake is van een specifieke samenhang, aangeduid als regressie.

## Reitersyndroom

Het Reitersyndroom is een reumatische aandoening. Hierbij ontstaan gewrichtsontstekingen (arthritis) en pijn ter hoogte van de gewrichten.

## Scenarioanalyse

In een scenarioanalyse worden verschillende beheersmaatregelen (of ook scenario's genoemd) ten opzichte van elkaar vergeleken om na te gaan welke maatregel het best toelaat om het risico te beperken. Daarnaast kan scenarioanalyse ook gebruikt worden indien de aanwezige kennis niet toelaat om één enkele risico-evaluatie uit te voeren, d.w.z. indien men over geen of onvoldoende informatie beschikt om aan de verschillende scenario's een probabiliteit toe te kennen.

## Sensitiviteitsanalyse

Sensitiviteitsanalyse is een methode om na te gaan welke variabelen in het risicoanalysemodel de grootste invloed hebben op de resultaten van het model.

## Seveso incident

Op 10 juli 1976 ontplofte een TCP (2,4,5-trichloorfenol)-reactor van een chemisch bedrijf in Meda, Italië. Een giftige gaswolk met hoge dioxineconcentraties ontsnapte en verontreinigde

een dichtbevolkt gebied van 6 km lang en 1 km breed, waarbij veel sterfte optrad. Het nabijgelegen dorp Seveso werd behoorlijk getroffen, waardoor het ongeluk het Seveso incident wordt genoemd.

## Soil drenching

Soil drenching is een methode om natuurlijke infecties van de bacterie *Ralstonia solanacearum* in waardplanten te verkrijgen. Hierbij wordt de waardplant in grondcontainers opgekweekt en geïnoculeerd door een volume celsuspensie van de bacterie over de grondmassa te gieten zodanig dat de grond er mee verzadigd wordt. De infectie gebeurt dan langs de wortels. Dit is bijgevolg ook een reconstructie van hoe bruinrotinfecties tot stand komen door beregening van aardappelpercelen

## Stolon

Een stolon is de ondergrondse stengel bij een aardappel. Aan het eind van een stolon wordt de stengelknol, de aardappel, gevormd.

## TEQ (Toxiciteitsequivalentie)

De concentratie van een groep toxische verbindingen, uitgedrukt als de concentratie van één referentieverbinding, gebruikmakende van de respectievelijke TEF-waarden voor elke individuele verbinding. (TEF-toxiciteitsequivalentiefactor is een factor welke aan een verbinding wordt toegekend en die aanduidt in welke mate zijn toxiciteit zich verhoudt tot

een referentieverbinding die als de meest toxische wordt beschouwd binnen de groep verbindingen. TEQ wordt typisch gebruikt voor het karakteriseren van de toxiciteit van een groep analoge verbindingen zoals dioxines).

### **TDI (Tolerable Daily Intake)**

De TDI is de inname van een bepaalde verbinding (uitgedrukt per kilogram lichaamsgewicht) die gedurende een volledige levensduur dagelijks kan ingenomen worden, zonder dat hierdoor gezondheidsproblemen ontstaan. De TDI wordt typisch gebruikt voor contaminanten (in tegenstelling tot de aanvaardbare dagelijkse inname).

### **Toom**

Een groep dieren die bij elkaar hoort.

### **TRW (toxicologische referentiewaarde)**

De TRW is een algemene uitdrukking voor het aanduiden van verschillende toxicologische parameters zoals ADI, (P)TWI, (P)TMI, TDI, ...

### **TWI (Tolerable Weekly Intake)**

De TWI is de inname van een bepaalde verbinding (uitgedrukt per kilogram lichaamsgewicht) die gedurende een volledige levensduur wekelijks kan ingenomen worden, zonder dat hierdoor gezondheidsproblemen ontstaan. De TWI wordt typisch gebruikt voor contaminanten.

### **Variabiliteit**

Variabiliteit vertegenwoordigt de heterogeniteit of diversiteit in een vooraf bepaalde populatie. Variabiliteit is ook een gevolg van gebrekkige kennis en zorgt er samen met onzekerheid voor dat het onmogelijk is om te voorspellen wat in de toekomst zal gebeuren.

### **Versmering**

Versmering is het overzetten van besmetting op gezonde planten(delen) door contact met zieke planten(delen). Versmering is dikwijls geassocieerd met het aanwezig zijn van exudaat op bacteriezieke planten(delen); dit zijn bacteriemassa's in een kleverige substantie die onder specifieke condities worden gevormd. In dergelijk exudaat zijn de bacteriecellen ook goed beschermd tegen ongunstige omgevingscondities zoals uitdroging, zonlicht en warmte. In exudaat kunnen bacteriecellen gemakkelijk enkele maanden overleven.

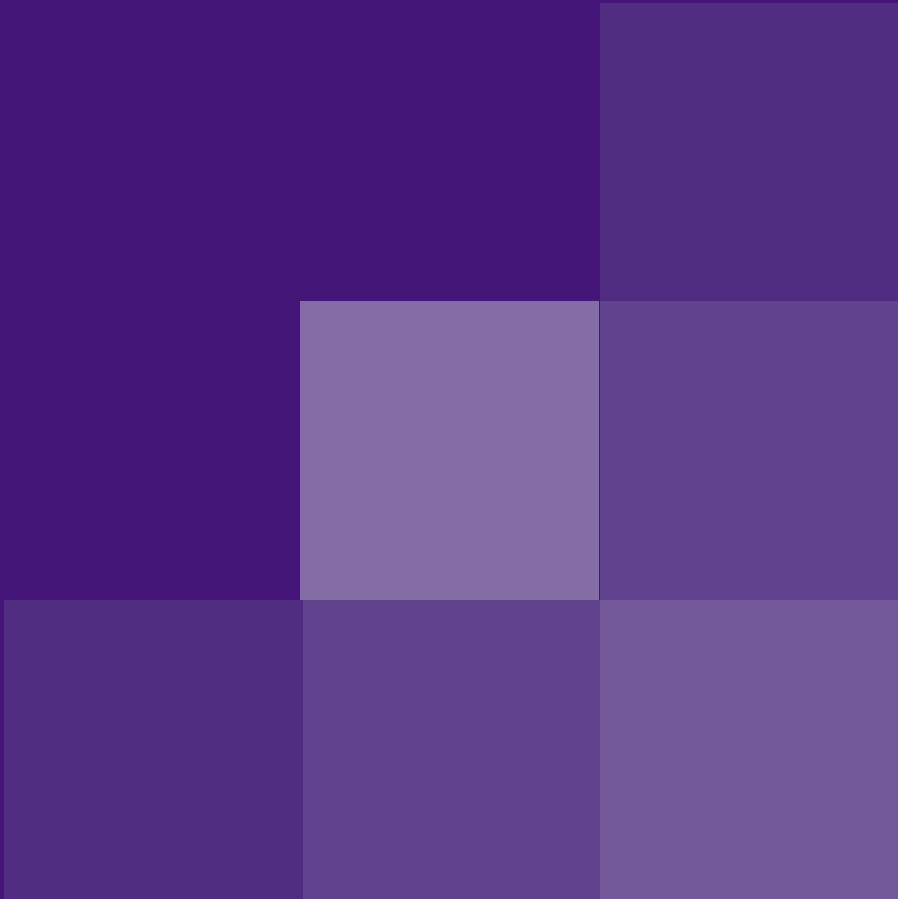
### **Voorzorgsprincipe**

In de Europese Verordening 178/2002 wordt het voorzorgsprincipe als volgt omschreven: in specifieke situaties waarin na beoordeling van de beschikbare informatie de mogelijkheid van schadelijke gevolgen voor de gezondheid is geconstateerd, maar er nog wetenschappelijke onzekerheid heerst, kunnen, in afwachting van nadere wetenschappelijke gegevens ten behoeve van een vollediger risico-evaluatie, voorlopige maatregelen voor risicomanagement worden vastgesteld om een hoog niveau van gezondheidsbescherming te waarborgen.

## WHO

De Wereldgezondheidsorganisatie (World Health Organization, WHO) is een organisatie van de Verenigde Naties met als doel wereldwijde aspecten van de gezondheidszorg in kaart te brengen, activiteiten op het gebied van de gezondheidszorg te coördineren en de gezondheid van de wereldbevolking te bevorderen.





Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen

WTC 3 • Simon Bolivarlaan 30 • 1000 Brussel • T 02 208 34 11 • F 02 208 33 37 • [www.favv.be](http://www.favv.be) • [info@favv.be](mailto:info@favv.be)

